

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ANDRESSA BELÓ

COMPARAÇÃO DE FLORAÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS E NÍVEIS DE
PARÂMETROS FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS NA REPRESA DE
ALAGADOS, PONTA GROSSA - PR

CURITIBA

2015

ANDRESSA BELÓ

COMPARAÇÃO DE FLORAÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS E NÍVEIS DE
PARÂMETROS FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS NA REPRESA DE
ALAGADOS, PONTA GROSSA - PR

Dissertação apresentada ao Programa de Mestrado Profissional em Meio Ambiente Urbano e Industrial do Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná em parceria com o SENAI-PR e a *Universität Stuttgart*, Alemanha, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Meio Ambiente Urbano e Industrial.

Orientador: Prof.º Dr. Carlos Alberto Ubirajara Gontarski

Coorientador: Prof.º Dr. Álvaro Luiz Mathias

CURITIBA

2015

B452c

Beló, Andressa

Comparação de floração de cianobactérias e níveis de parâmetros físicos, químicos e biológicos na represa de Alagados, Ponta Grossa - PR/ Andressa Beló. – Curitiba, 2015.

168 f. : il. color. ; 30 cm.

Dissertação - SENAI; Universidade de Stuttgart; Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Mestrado Profissional em Meio Ambiente Urbano e Industrial, 2015.

Orientador: Carlos Alberto Ubirajara Gontarski – Co-orientador: Álvaro Luiz Mathias.

Bibliografia: p. 140-154.

1. Reservatórios. 2. Eutrofização. 3. Cianobactérias - Ponta Grossa (PR). I. Universidade Federal do Paraná. II. SENAI. III. Universidade de Stuttgart. IV. Gontarski, Carlos Alberto Ubirajara. V. Mathias, Álvaro Luiz. VI. Título.

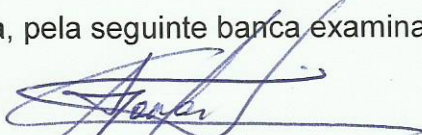
CDD: 627.86

TERMO DE APROVAÇÃO

ANDRESSA BELÓ

COMPARAÇÃO DE FLORAÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS E NÍVEIS DE PARÂMETROS FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS NA REPRESA DE ALAGADOS, PONTA GROSSA - PR

Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre no Programa de Mestrado Profissional em Meio Ambiente Urbano e Industrial, Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná em parceria com SENAI/PR e a *Universität Stuttgart*, Alemanha, pela seguinte banca examinadora:



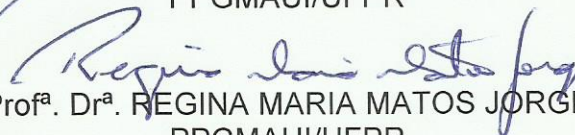
Prof. Dr. CARLOS ALBERTO UBIRAJARA GONTASRKI
PPGMAUI/UFPR




Prof. Dr. ALVARO LUIZ MATHIAS
PPGMAUI/UFPR




Profª. Drª. REGINA WEINSCHUTZ
PPGMAUI/UFPR



Profª. Drª. REGINA MARIA MATOS JORGE
PPGMAUI/UFPR



Profª. Drª. NOEMI NAGATA
UFPR/DQ



Profª. Dra. MÔNICA BEATRIZ KOLICHESKI
Coordenador em exercício do TC/PPGMAUI-UFPR

Curitiba, 26 de agosto de 2015.

“A menos que modifiquemos a nossa maneira de pensar, não seremos capazes de resolver os problemas causados pela forma como nos acostumamos a ver o mundo.”

Albert Einstein

AGRADECIMENTOS

Agradeço em primeiro lugar a Deus que iluminou a minha caminhada.

De forma grata agradeço aos meus professores orientadores, Prof.º Carlos e ao Prof.º Álvaro, pelo estímulo, ensinamentos e atenção que me concederam durante o curso. Em especial agradeço ao Prof. Álvaro pela contribuição no trabalho estatístico dos dados. Ao Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente Urbano e Industrial (PPG-MAUI), pela capacitação e oportunidade de ampliar o meu conhecimento além das nossas fronteiras, durante o curso de Extensão na Alemanha.

Ao apoio concedido pela Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), pelo fornecimento de resultados que foram a base deste trabalho. Agradeço muito a todos os envolvidos neste projeto pela colaboração na obtenção de informações e coleta de dados.

Agradeço de forma especial e carinhosa aos meus familiares, que me deram força e coragem, me apoiando nos momentos de dificuldades.

Aos amigos, companheiros de trabalho e professores que por meio de diferentes formas contribuíram para a realização deste trabalho.

Agradeço a todos que participaram da minha vida nesses anos de curso e que, mesmo sem saber, me ensinaram mais do que posso dizer em palavras.

RESUMO

A água é um recurso indispensável à vida. A ocorrência de cianobactérias e suas toxinas em corpos d'água utilizados para o consumo humano é um dos maiores desafios técnicos atuais dos gestores de serviços públicos de abastecimento. Neste trabalho foi estudada a qualidade da água na Bacia de Alagados, localizada entre os municípios de Castro, Carambeí e Ponta Grossa, no estado do Paraná, Brasil, através de análises físico-químicas, microbiológicas, hidrobiológicas e de toxinas em 10 pontos de coleta no período de agosto de 2013 a agosto de 2014. Ressaltando que 100% da água distribuída aos habitantes do município de Ponta Grossa provem direta e indiretamente da represa de Alagados. Durante o estudo foram verificados parâmetros fora dos padrões exigidos pelo CONAMA 357/05, enquadramento classe II e Portaria 2.914/11, como pH, OD, DBO, P_T e contagem de cianobactérias. A floração de cianobactérias com predominância do gênero potencialmente tóxico *Cylindrospermopsis* sp iniciou em fevereiro, com pico da sua concentração em março (372.536 céls/mL), finalizando no mês de junho. Entretanto os resultados de cianotoxinas (microcistinas e saxitoxinas) ficaram abaixo dos limites exigidos pela Portaria 2.914/11 do Ministério da Saúde. A floração impactou negativamente o processo de tratamento nas ETAs em Ponta Grossa. Maiores quantidades de produtos químicos como carvão ativado (1.889,2%), coagulante (19,6%) e polímero (21,0%) foram necessários para o tratamento da água, ocasionando um aumento de custo de aproximadamente 58%, além do aumento no consumo de água de lavagem dos filtros e intensificação do monitoramento da qualidade da água no processo. Para melhor compreensão dos resultados, foram utilizadas ferramentas matemáticas como o Índice de Qualidade de água (IQA), Análise de Componentes Principais (PCA) e Análise Hierárquica de Agrupamentos (HCA). Por meio do IQA foi possível avaliar a piora da qualidade da água na represa de Alagados em período de floração de cianobactérias. Os parâmetros que impactaram negativamente nesta análise foram: contagem de cianobactérias; transparência; DQO; P_T e N_T . Na PCA houve necessidade de 10 variáveis para se obter uma variância elevada. Os gráficos de *escores* e *loadings* não demonstraram formação de conjuntos isolados e revelaram uma explicação do fator 1 = 19,1% e fator 2 = 12,8%. O dendograma resultante da HCA para amostras foi incapaz de separar subconjuntos com maiores e menores quantidades de cianobactérias, porém relações esperadas entre condição climática, índice pluviométrico da bacia e nível da represa, e entre DBO e DQO foram confirmadas. As dificuldades encontradas na análise estatística PCA e HCA podem ser decorrentes da complexidade do processo ambiental, das mudanças de metodologias nas análises durante o período histórico estudado (2008 a 2014), além da impossibilidade técnica de amostragem em períodos de estiagem.

Palavras-chave: reservatório, eutrofização, cianobactérias.

ABSTRACT

Water is an indispensable resource to life. The occurrence of cyanobacteria and their toxins in water bodies used for human consumption is one of the largest current technical challenges of public supply services managers. This paper was studied the water quality in Alagados Basin, located between the municipalities of Castro, Carambeí and Ponta Grossa in the state of Paraná, Brazil, through physical-chemical, microbiological, hydrobiological and toxins in 10 collection points from August 2013 to August 2014. Emphasizing that 100% water distributed to the inhabitants of the city of Ponta Grossa comes directly and indirectly from Alagados dam. During the study parameters were checked out the standards required by CONAMA 357/05, Class II framework and Ordinance 2,914/11, as pH, DO, BOD, P_T and cyanobacteria count. The bloom of cyanobacteria with dominance of potentially toxic genre *Cylindrospermopsis* sp began in February, with peak concentration in March (372,536 cells / mL), ending in June. However the results of cianotoxins (microcystins and saxitoxins) were below the limits required by the Ordinance 2,914/11 of the Ministry of Health. The blooming negatively impacted the treatment process in water treatment plants in Ponta Grossa. Larger quantities of chemicals such as activated carbon (1889.2%), coagulant (19.6%) and polymer (21.0%) were needed for treating the water, causing a cost increase of approximately 58%, addition of increase in consumption filter backwash water and intensification of water quality monitoring in the process. To better understand the results, it was used mathematical tools such as the Water Quality Index (IQA), Principal Component Analysis (PCA) and Hierarchical Cluster Analysis (HCA). Through IQA it was possible to assess the worsening of water quality in Alagados dam in cyanobacterial bloom period. The parameters that impacted negatively in this analysis were: cyanobacteria count; transparency; COD; P_T and N_T . The PCA was needed of 10 variables to obtain a high variance. The *scores* and *loadings* graphics showed no formation of isolated sets and revealed a factor of explanation 1 = 19.1% and factor 2 = 12.8%. The resulting dendrogram of HCA for samples was unable to separate subsets with higher and lower amounts of cyanobacteria, but expected relationships between climatic conditions, rainfall of the basin and level of the dam, and between BOD and COD were confirmed. Difficulties in the statistical analysis PCA and HCA may be due to the complexity of the environmental process of change methodologies in the analysis during the historical period studied (2008 to 2014), in addition to sampling technically impossible in periods of drought.

Keywords: reservoir, eutrophication, cyanobacteria.

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Casos tóxicos de cianobactérias.	43
Quadro 2: Parâmetros de qualidade da água.....	48
Quadro 3: Usos pretendidos por classe de qualidade de água para as águas doce.	49
Quadro 4: Padrões de qualidade do corpo hídrico segundo os parâmetros utilizados neste trabalho.	50
Quadro 5: Padrões de potabilidade.....	51
Quadro 6: Objetivo das operações do processo de tratamento de água.	74
Quadro 7: Localização dos pontos de coletas através de coordenadas UTM.....	82
Quadro 8: Relação entre a ponderação e a categoria de qualidade da água.	89
Quadro 9: Parâmetros e faixas baseados nos padrões do CONAMA 357 - IQA_{ri} e IQA_{re}	90
Quadro 10: Parâmetros e seus respectivos pesos (w) para obtenção do IQA_{ri} e IQA_{re}	90
Quadro 11: Áreas de contribuição de cada estação pluviométrica.....	101
Quadro 12: Índice pluviométrico na Bacia de Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014.	101
Quadro 13: Índice pluviométrico na captação de Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014 medido na captação de água Alagados.	101
Quadro 14: Índice pluviométrico na Bacia de Alagados, Profundidade e Índice pluviométrico na captação de água de agosto de 2013 a agosto de 2014.....	103
Quadro 15: Insolação (h/dia) na área de influência da Bacia de Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014.	104
Quadro 16: Contagem de cianobactérias totais na represa de Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014.	111
Quadro 17: Quantificação de cianotoxinas na represa de Alagados.....	116
Quadro 18: Médias mensais de dados das ETAs de Ponta Grossa no período sem floração (SF) e com floração (CF) no período de agosto de 2013 a agosto de 2014.	118
Quadro 19: Médias mensais do custo de alguns produtos químicos utilizados	

nas ETAs de Ponta Grossa no período sem floração (SF) e com floração (CF) de agosto de 2013 a agosto de 2014.....	119
Quadro 20: Índice de Qualidade da Água nos pontos R1 e R4 na represa de Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014.....	122
Quadro 21: Parâmetros usados na Análise de Componentes Principais.	127
Quadro 22: Classes criadas para discriminar a intensidade da floração de cianobactérias.....	127
Quadro 24: Diluição das amostras em balão de 1000 mL.....	159
Quadro 25: Diluição em frasco de DBO de 300 mL.	159
Quadro 23: Solução digestora e comprimento de onda conforme valores de DQO.	159
Quadro 26: Seleção de volume de amostra para determinação de nitrogênio amoniacal.	161
Quadro 27: Fatores/Retículos para o microscópio CK.	166

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Representação esquemática do processo de eutrofização.....	26
Figura 2: Fotografia de uma amostra de água da represa de Alagados (40x), em destaque o heterocisto do gênero <i>Dolichospermum</i> (<i>Anabaena</i>) sp.....	35
Figura 3: Fotografia de uma amostra de água da represa de Alagados (40x), em destaque o gênero <i>Cylindrospermopsis</i> sp.....	41
Figura 4: Alcalóides – Saxitoxinas.....	46
Figura 5: Peptídeos Cíclicos – Microcistinas.....	47
Figura 6: Localização geográfica da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil, com suas subdivisões em AT: Alto Tibagi, MT: Médio Tibagi e BT: Baixo Tibagi.....	67
Figura 7: Rio Pitangui, 2013.....	69
Figura 8: Represa de Alagados, 2014.....	70
Figura 9: Represa de Alagados e sua ocupação, 2014.....	72
Figura 10: Ilustração de uma ETA convencional.....	76
Figura 11: Ilustração de um clarificador compacto Actiflo®.....	77
Figura 12: Mapa de localização do reservatório de Alagados em Ponta Grossa- PR.....	80
Figura 13: Área de monitoramento da Bacia de Alagados.....	81
Figura 14: Ponto de coleta R4 para contagem de cianobactérias na represa de Alagados.....	87
Figura 15: Médias mensais dos parâmetros Temperatura do Ar e Temperatura da Água no período sem floração (SF) e com floração (CF) na Bacia do Manancial Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014.	93
Figura 16: Médias mensais do parâmetro pH no período sem floração (SF) e com floração (CF) na Bacia do Manancial Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014.....	95
Figura 17: Médias mensais do parâmetro Condutividade no período sem floração (SF) e com floração (CF) na Bacia do Manancial Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014.	96
Figura 18: Médias mensais do parâmetro Turbidez no período sem floração	

(SF) e com floração (CF) na Bacia do Manancial Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014.	97
Figura 19: Médias mensais dos parâmetros Oxigênio Dissolvido, Demanda Bioquímica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio no período sem floração (SF) e com floração (CF) na Bacia do Manancial Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014.	99
Figura 20: Ilustração da área de influência de cada estação pluviométrica em relação a área de estudo, segundo o método de Thiesen.....	100
Figura 21: Médias mensais da precipitação atmosférica na Bacia do Manancial Alagados e na captação de água de Alagados entre os meses de agosto de 2013 a agosto de 2014.	102
Figura 22: Médias mensais do parâmetro Insolação no período sem floração (SF) e com floração (CF) na Bacia do Manancial Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014.	104
Figura 23: Médias mensais dos parâmetros Fósforo Total e Fósforo Reativo no período sem floração (SF) e com floração (CF) na Bacia do Manancial Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014.	106
Figura 24: Médias mensais dos compostos nitrogenados no período sem floração (SF) e com floração (CF) na Bacia do Manancial Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014.	108
Figura 25: Médias mensais do parâmetro Escherichia coli no período sem floração (SF) e com floração (CF) na Bacia do Manancial Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014.	110
Figura 26: Cianobactérias totais em relação a contagem de <i>Cylindrospermopsis</i> sp na represa de Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014. Destacado a linha de VMP conforme Portaria 2.914/11 do MS.....	112
Figura 27: Imagens de algumas algas presentes na represa de Alagados durante o período de estudo.....	113
Figura 28: Histórico das médias mensais da contagem de cianobactérias totais na represa de Alagados (janeiro de 2003 a agosto de 2014). Destacado a linha de VMP conforme Portaria 2.914/11 do MS.....	113
Figura 29: Índice de Qualidade da Água no ponto R1 na represa de Alagados.....	122
Figura 30: Índice de Qualidade da Água no ponto R4 (superfície) na represa de Alagados.....	123

Figura 31: Índice de Qualidade da Água no ponto R4 (3 metros) na represa de Alagados.....	124
Figura 32: Índice de Qualidade da Água no ponto R4 (fundo) na represa de Alagados.....	125
Figura 33: Parâmetros analisados.....	128
Figura 34: Variância explicada para cada PC.	128
Figura 35: <i>Escores</i> (esquerda) e <i>loadings</i> (direita) das três primeiras PCs.	129
Figura 36: <i>Escores</i> (esquerda) e <i>loadings</i> (direita) sem o conjunto s0804, para as três primeiras PCs.	129
Figura 37: <i>Escores</i> da PC1 x PC2.....	130
Figura 38: <i>Loadings</i> da PC1 x PC2.....	131
Figura 39: Dendograma do HCA das amostras e subdivisão de subconjuntos com similaridades de 0,500.	132
Figura 40: Dendograma do HCA das amostras e subdivisão de subconjuntos com similaridades de 0,500 para o subconjunto com 9 elementos.....	132
Figura 41: Dendograma do HCA das amostras selecionadas (em cima) e alguns valores de cianobactérias deste subconjunto (embaixo).....	133
Figura 42: Dendograma do HCA das variáveis.	134

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Distribuição de água no planeta.	22
Tabela 2: Faixas aproximadas de valores de fósforo total para os principais graus de trofia.	25
Tabela 3: Coeficientes de exportação de fósforo e nitrogênio segundo o uso do solo.....	36
Tabela 4: Grupos de cianobactérias, órgãos-alvos e gênero.	44
Tabela 5: Vazões e tempo de bombeamento outorgados e captados no SAA de Ponta Grossa.	75
Tabela 6: Efeito da amostragem e da contagem de células de cianobactérias.....	126
Tabela 7: ANOVA do Efeito da amostragem e da contagem de células de cianobactérias.	126

LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS

ANTX – Anotoxina-a
ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
ÁGUASPARANÁ – Instituto das Águas do Paraná
ALL – América Latina Logística
ANA – Agência Nacional de Águas
ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica
APP – Área de Preservação Permanente
ADP – Adenosina difosfato
ATP – Adenosina trifosfato
CERH – Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CF – Com Floração
CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente
COPEL – Companhia Paranaense de Energia
CYN – Cilindropermopsina
CV – Cavalo-vapor
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
DNA – Ácido desoxirribonucleico
DQO – Demanda Química de Oxigênio
EPA – Environmental Protection Agency
ETA – Estação de Tratamento de Água
ETE – Estação de Tratamento de Esgoto
FUNASA – Fundação Nacional de Saúde
HCA – Análise Hierárquica de Agrupamentos
IAP – Instituto Ambiental do Paraná
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ILBM – Integrated Lake Basin Management
IQA – Índice de Qualidade das Águas
IT – Instrução de Trabalho
LAB – Laboratório
LACTEC – Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento

MCYS – Microcystinas
MS – Ministério da Saúde
N – Normal (número de equivalentes por litro)
NMP – Número Mais Provável
NOAA – National Oceanic and Atmospheric Administration
NSF – National Sanitation Foundation
N_T – Nitrogênio Total
NTU – Unidade Nefelométrica de Turbidez
NUCLEAN – Núcleo de Estudos em Meio Ambiente
OD – Oxigênio Dissolvido
OMS – Organização Mundial da Saúde
ONU – Organização das Nações Unidas
PAC – Policloreto de Alumínio
PC – Componente Principal
PCA – Análise de Componentes Principais
pH – potencial Hidrogeniônico
ppm – Parte Por Milhão
PLS – Regressão de Mínimos Quadrados Parciais
P_T – Fósforo Total
rpm – rotações por minuto
SAA – Sistema de Abastecimento de Água
SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná
SEMA – Secretaria Estadual de Meio Ambiente do Paraná
SF – Sem Floração
SIG – Sistema de Informação Geográfica
SIH – Sistema de Informações Hidrológicas
STXs – Saxitoxinas
UEPG – Universidade Estadual de Ponta Grossa
UV – Radiação Ultravioleta
VMP – Valor Máximo Permitido

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	19
1.1 OBJETIVO GERAL	20
1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	20
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	21
2.1 RECURSOS HÍDRICOS.....	21
2.1.1 Represamento de água.....	23
2.2 EUTROFIZAÇÃO	24
2.2.1 Fósforo	31
2.2.2 Nitrogênio	34
2.3 ALGAS	37
2.3.1 Floração de Algas	38
2.3.2 Cianobactérias	40
2.3.3 Cianotoxinas.....	42
2.3.3.1 Saxitoxinas e Microcistinas	45
2.4 QUALIDADE DA ÁGUA.....	47
2.4.1 Enquadramento e Padrões de Qualidade da Água Superficial	48
2.4.2 Tratamento de água com presença de algas	51
2.4.3 A Dinâmica de Ocupação do Solo e o Impacto sobre a Qualidade da Água....	54
2.5 PARÂMETROS DE ANÁLISE DE ÁGUA	56
2.5.1 Potencial Hidrogeniônico – pH	56
2.5.2 Temperatura.....	57
2.5.3 Condutividade Elétrica.....	57
2.5.4 Turbidez	58
2.5.5 Transparência	59
2.5.6 Oxigênio Dissolvido – OD.....	59
2.5.7 Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO	60
2.5.8 Demanda Química de Oxigênio – DQO	61
2.5.9 Fósforo Total – P_T e Fósforo Reativo – P_R	61
2.5.10 Nitrogênio Total, Nitrogênio Amoniacal, Nitrito e Nitrato	62
2.5.11 <i>Escherichia coli</i>	63

2.5.12 Índice pluviométrico.....	64
2.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA	64
2.6.1 Índice de Qualidade de Água – IQA	64
2.6.2 Análise de Componentes Principais – PCA.....	65
2.6.3 Análise Hierárquica de Agrupamentos – HCA.....	66
2.7 BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TIBAGI.....	67
2.7.1 Rio Pitangui	68
2.7.2 Represa de Alagados	69
2.8 SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA DE PONTA GROSSA	73
3. MATERIAIS E MÉTODOS	79
3.1 AMOSTRAGEM	79
3.2 MÉTODOS E INSTRUMENTAÇÃO	82
3.2.1 Temperatura.....	83
3.2.2 Determinação de Potencial Hidrogeniônico – pH	83
3.2.3 Determinação de Condutividade Elétrica	83
3.2.4 Determinação de Turbidez	83
3.2.5 Determinação de Transparência	83
3.2.6 Determinação de Sólidos Totais Dissolvidos.....	84
3.2.7 Determinação de Oxigênio Dissolvido – OD	84
3.2.8 Determinação da Demanda Química de Oxigênio – DQO	84
3.2.9 Determinação da Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO	84
3.2.10 Determinação de Fósforo Total – P_T	85
3.2.11 Determinação de Fósforo Reativo – P_R	85
3.2.12 Determinação de Nitrogênio Amoniacal	85
3.2.13 Determinação de Nitrito.....	85
3.2.14 Determinação de Nitrato.....	85
3.2.15 Determinação de Nitrogênio Total – N_T	86
3.2.16 Determinação de <i>Escherichia coli</i>	86
3.2.17 Índice Pluviométrico	86
3.2.18 Insolação	86
3.2.19 Contagem de Cianobactérias	87
3.2.20 Determinação de Cianotoxinas	87
3.2.20.1 Determinação de Saxitoxinas.....	88

3.2.20.2 Determinação de Microcistinas	88
3.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA	88
3.3.1 Índice de Qualidade de Água – IQA	89
3.3.2 Análise de Componentes Principais – PCA.....	91
3.3.3 Análise Hierárquica de Agrupamentos – HCA.....	91
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	92
4.1 ANÁLISES DA QUALIDADE DA ÁGUA NOS TRIBUTÁRIOS E NA REPRESA DE ALAGADOS.....	92
4.1.1 Temperatura do Ar e da Água	92
4.1.2 pH.....	94
4.1.3 Condutividade Elétrica.....	95
4.1.4 Turbidez	96
4.1.5 Oxigênio Dissolvido, Demanda Bioquímica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio	98
4.1.6 Índice Pluviométrico	100
4.1.7 Insolação	104
4.1.8 Fósforo Total e Fósforo Reativo	105
4.1.9 Nitrogênio Amoniacal, Nitrito e Nitrato.....	107
4.1.10 Escherichia coli	109
4.1.11 Cianobactérias	110
4.1.12 Saxitoxinas e Microcistinas	115
4.2 CONSEQÜÊNCIAS DA FLORAÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS NAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA DE PONTA GROSSA	116
4.3 ANÁLISE MATEMÁTICA E ESTATÍSTICA	121
4.3.1 Análise da Qualidade da Água por IQA.....	121
4.3.2 Avaliação da reprodutibilidade da amostragem de água da represa e determinação do número de cianobactérias	125
4.3.3 Avaliação da floração de cianobactérias por PCA em relação aos parâmetros geográficos, físicos, químicos e biológicos da represa	126
4.3.4 Avaliação das variáveis da floração de cianobactérias por HCA.....	131
4.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	134
5 CONCLUSÃO	138
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	140
APÊNDICE.....	155
ANEXO	157

1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso indispensável para a sobrevivência de todos os seres vivos. Vivemos em um planeta constituído em sua maioria de água. O Brasil é um país que se destaca pela situação privilegiada em relação à quantidade de água, tanto em reservas superficiais como subterrâneas, entretanto este recurso tem sofrido considerável descaso.

Com o avanço tecnológico e a vida moderna a carga de nutrientes vem aumentando nos reservatórios a algumas décadas. Esse acréscimo antrópico de material orgânico, fenômeno conhecido como eutrofização, propicia o crescimento desequilibrado de cianobactérias, gerando sérios problemas ao meio ambiente e a saúde pública.

A represa de Alagados é um exemplo de manancial eutrofizado e sujeito a intensas e frequentes florações de microalgas e cianobactérias (Yunes *et al.*, 2003). Dados de relatórios internos da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) datam florações desde 2003 (SANEPAR, 2003).

A importância, preocupação e conscientização quanto à qualidade da água na represa de Alagados vêm crescendo entre o mundo acadêmico e a população que utiliza a água da represa. Os moradores e turistas da orla preocupam-se com a qualidade da água *in natura* devido ao contato, ingestão de peixes, e a população urbana interessa-se a respeito da água distribuída na cidade após o tratamento realizado pela SANEPAR.

Ressaltando que 100% da água distribuída aos mais de 350.000 habitantes de Ponta Grossa provêm do reservatório de Alagados, pois embora a captação na represa não seja responsável pelo volume total da água aduzida à Estação de Tratamento de Água, o restante do volume é captado no rio Pitanguí, localizado a jusante da barragem, o que faz com que qualquer alteração na água da represa influencie a qualidade de toda a água consumida na cidade.

A ocorrência de florações de cianobactérias e suas toxinas em corpos d'água utilizados para o consumo de água potável é um dos maiores desafios técnicos atuais dos gestores de serviços públicos de abastecimento. Por isso, o estudo dos fatores e dinâmica de florações de cianobactérias e suas consequências no sistema de abastecimento público são de fundamental importância, pois é através

do conhecimento dos problemas que envolvem a água que poderemos preservá-la.

Assim sendo para melhor compreensão dos resultados foram utilizados neste trabalho ferramentas matemáticas como o Índice de Qualidade de Água, Análise de Componentes Principais e Análise Hierárquica de Agrupamentos devido ao grande número de dados ambientais. A análise estatística torna-se relevante aos órgãos de controle ambiental, às autoridades e empresas, pois diante dos resultados é possível adotar providências quanto à emissão de poluentes antes que os limites máximos sejam atingidos, bem como estabelecer diretrizes de planejamento e monitoramento ambiental.

1.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar os fatores que influenciam na floração de cianobactérias na represa de Alagados, localizada no município de Ponta Grossa – PR.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Monitorar a qualidade da água da represa de Alagados através de análises físico-químicas, microbiológicas, hidrobiológicas e de toxinas.
- Avaliar os impactos causados pelas cianobactérias e seus subprodutos na água de abastecimento público de Ponta Grossa.
- Utilizar ferramentas matemáticas para correlação dos parâmetros estudados como Índice da Qualidade da Água (IQA), Análise de Componentes Principais (PCA) e Análise Hierárquica de Agrupamentos (HCA).

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A sociedade tem buscado cada vez mais, no estudo do meio ambiente, respostas a problemas científicos, médicos e agrícolas, que fazem parte do seu dia a dia. Muitos desses problemas envolvem a qualidade da água que chega as casas e consequentemente a qualidade dos mananciais de águas que as companhias utilizam para abastecimento da população. A água disponibilizada para tratamento pode estar contaminada por inúmeros agentes físicos, químicos e/ou biológicos. Como exemplo são citadas as cianobactérias, que podem afetar a função fisiológica dos organismos através de suas cianotoxinas, levando à perda de funções vitais e, em alguns casos irreversíveis a morte.

2.1 RECURSOS HÍDRICOS

Embora a preocupação com o ambiente e, principalmente com a água venha crescendo nos últimos anos, ainda existem grupos ou indivíduos que desconhecem o seu valor. Hoje em nosso país a carência de água afeta uma parcela das pessoas, principalmente a classe de baixa renda, em regiões semiáridas do nordeste (GEO Brasil, 2007). Em relação ao nosso planeta, a maioria da população ainda não tem acesso à água potável de boa qualidade.

A água no planeta Terra está disponível em mais de 97% como água salgada, imprópria para consumo e inadequada para a maioria dos usos agrícolas. Rios e lagos são as principais fontes de água potável e correspondem em conjunto, a menos de 0,01% do suprimento total de água (BAIRD, 2002). A Tabela 1 apresenta a distribuição de água no planeta Terra.

A água é um recurso indispensável à nossa existência. A importância está no fato de que nenhum processo metabólico ocorre sem a sua ação direta ou indireta, suas propriedades anômalas comparadas com outros compostos possibilitam a manutenção da vida na Terra.

Tabela 1: Distribuição de água no planeta.

Reservatórios	Volume (km ³)	Percentual (%)
Oceanos	1.320.305.000	97,24
Geleiras e calotas	29.155.000	2,14
Águas subterrâneas	8.330.000	0,61
Lagoas	124.950	0,009
Mares	104.125	0,008
Umidade do solo	66.640	0,005
Atmosfera	12.911	0,001
Rios	1.250	0,0001
Total	1.358.099.876	100

Fonte: GRASSI, 2001.

Grassi (2001) relatou em seus estudos que existiam previsões admitindo uma crise mundial de escassez de água potável dentro de 20 anos, semelhante a que ocorreu com o petróleo em 1973. Entretanto já em 2014, algumas áreas do Brasil apresentaram condições de crise pela falta de água potável (ALBUQUERQUE, 2014). Isso parece impossível para um planeta que dispõe de 1.386 milhões de km³ de água, porém a carência deste recurso é realidade em muitos pontos do planeta, até mesmo no Brasil que possui cerca de 12% da água doce disponível no mundo (REBOUÇAS, BRAGA e TUNDISI, 2006).

A quantidade de água existente no Brasil é muito significativa perante o cenário mundial, são diversas bacias hidrográficas ao longo de todo território brasileiro. Mesmo assim, a escassez de água não é vista como uma ameaça por muitos brasileiros, pois há o prejulgamento de que o país dispõe de uma das maiores bacias hidrográficas do mundo. No entanto as principais reservas de água doce estão nos rios da bacia Amazônica, muito longe dos grandes centros urbanos (CORREIA NETO, MAINIER e MONTEIRO, 2010). Isso porque a distribuição da quantidade da água por região é irregular. A região norte, que concentra menos de 7% da população, possui cerca de 68% das reservas hídricas do país, enquanto o sudeste, região mais populosa (42%) apresenta apenas 6% das reservas de água (ANA, 2010).

O setor que mais utiliza desse recurso é a agricultura, sendo responsável por aproximadamente 69%, seguido pela indústria com 23% e apenas 8% é utilizada para os diversos fins urbanos. Certamente esses percentuais dependem da disponibilidade de água e do grau de desenvolvimento regional e cultural, podendo

chegar a 600 L/hab/dia em algumas partes dos Estados Unidos, ou inferior a 10 L/hab/dia no sertão nordestino (GRASSI, 2001). Dados do IBGE de 2013 revelam que no Brasil, o consumo de água vem crescendo nos últimos anos, com média de 166 L/hab/dia. Segundo a ONU, 110 L/hab/dia é suficiente para atender as necessidades básicas de um ser humano.

Discussões sobre assuntos relacionados somente com a quantidade de água no planeta não bastam se não existirem ações para minimizar problemas futuros de abastecimento público. Infelizmente alguns dos valores citados referentes à quantidade de água doce no Brasil, têm sido suportes à cultura do desperdício de água potável (REBOUÇAS, BRAGA e TUNDISI, 2006). Também o descaso de uma parcela da população com o real valor desse bem, que não deve ser avaliado apenas pelo custo da conta de água mensal e sim pela sua importância na manutenção da vida (BUENO, 2010).

Ações socioambientais são necessárias em diversos setores, além do rigor na fiscalização e punição oficial que as leis regem. Levar o conhecimento até os núcleos familiares, disseminando em pequenos grupos a importância do uso racional da água e os cuidados que devemos ter ao retorná-la ao meio ambiente. Ações simples como não jogar substâncias oleosas no esgoto doméstico, não jogar lixo em ruas e bueiros, economizar energia elétrica, respeitar e preservar as matas ciliares, e tantos outros pequenos gestos do cotidiano. Desafio este que deve ser priorizado: conscientização ambiental.

2.1.1 Represamento de água

Os ecossistemas de água doce são divididos em lênticos e lóticos. Os ambientes lênticos (lagos ou reservatórios) têm dificuldade de renovação de porções de água, devido em parte a dificuldade de circulação a que estas porções estão sujeitas e também pelos processos de degradação muitas vezes mais intensos. Os processos indesejáveis mais comuns que ocorrem em reservatórios estão relacionados com a formação descontrolada de algas que representa forte desequilíbrio nos ecossistemas aquáticos (VEIGA, 2010).

No Brasil, a maioria dos ambientes lênticos é formada pelo represamento de rios. Esteves (1998) considera que os reservatórios são um estágio de transição entre os ambientes lóticos (rios) e lênticos pelo baixo tempo de residência que se

verifica nesse tipo de ecossistema, se comparado com lagos naturais. Esses ambientes lênticos, que são predominantes no nosso país para abastecimento público, geração de energia elétrica, irrigação, navegação e recreação, também se caracterizam por uma grande variação de nível em pouco tempo, o que também colabora para a ocorrência de uma grande variação limnológica (VEIGA, 2010).

A Resolução Conama 375/05 define ambiente lêntico como: ambiente que se refere a água parada, com movimento lento ou estagnado; e ambiente lótico: ambiente relativo a águas continentais moventes.

A principal característica de um sistema lêntico é a alta capacidade para solubilização de compostos orgânicos, gradientes verticais, baixo teor de sais dissolvidos, alta densidade e viscosidade da água, e capacidade de sedimentação (ESTEVES, 1998).

Devido à crescente eutrofização em lagos e reservatórios do mundo todo, têm sido utilizados métodos para identificar a vulnerabilidade do ambiente ao processo. Estão sendo conduzidos estudos preliminares à construção de novas barragens, levando em consideração o tipo de solo, declividade de terreno, uso e ocupação, resistência à erodibilidade, entre outros. Estudos preliminares são importantes para amenizar futuros impactos, pois a construção de uma represa, historicamente gera os problemas envolvendo eutrofização (BUENO, 2010).

2.2 EUTROFIZAÇÃO

São muitos os problemas causados pelo homem relacionados com a contaminação das águas, sejam esses pela descarga de esgotos domésticos e industriais, sem nenhum ou ineficiente tratamento, e a utilização extensa de fertilizantes na agricultura. Essas ações têm levado ao desequilíbrio os ecossistemas aquáticos, ocasionando um aumento de nutrientes nas águas, conduzindo ao processo chamado eutrofização. A ocorrência da eutrofização favorece a degradação da qualidade dos mananciais de água e pode afetar a disponibilidade da água para alimentar os sistemas de abastecimento (BUSATO, 2009).

A eutrofização é um fenômeno estudado desde a década de 40 do século passado, mas que atualmente vem se agravando e comprometendo a qualidade da água e a manutenção da vida em lagos e reservatórios do mundo todo (ESTEVES,

1998). São vários os problemas causados em um ambiente aquático que possui excesso de nutrientes, sendo o crescimento descontrolado de algas um dos mais preocupantes, devido à capacidade de liberação de toxinas que algumas algas possuem, representando um perigo à saúde humana (HITZFELD, HÖGER e DIETRICH, 2000).

A palavra eutrofização deriva do termo grego *eu*; que significa bom, verdadeiro e *trophein* que significa nutrir, portanto, eutrófico significa bem nutrido.

Esteves (1998) caracteriza a eutrofização como sendo um aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, nos ecossistemas aquáticos, ocasionando o aumento de sua produtividade. Como consequência deste processo, o ecossistema aquático passa da condição de oligotrófico e mesotrófico para eutrófico ou mesmo hipereutrófico.

Para compreensão dos termos citados por Esteves, segue Tabela 2 com os valores do nutriente fósforo total que caracteriza as classes de trofia.

Tabela 2: Faixas aproximadas de valores de fósforo total para os principais graus de trofia.

Classes de trofia	Concentração de Fósforo τ na represa (mg/m ³)
Ultraoligotrófico	< 5
Oligotrófico	> 10 – 20
Mesotrófico	> 10 – 50
Eutrófico	> 25 – 100
Hipereutrófico	> 100

Fonte: Adaptado de BUENO, 2010 e BAIRD, 2002.

Nota: a superposição dos valores entre duas faixas indica a dificuldade no estabelecimento de intervalos rígidos.

Em um sistema aquático com baixa concentração de nutrientes, existe pouca produção de matéria orgânica, levando geralmente a lagos com águas claras e bem oxigenadas (CAMPOS, 2010). A produtividade é limitada pela disponibilidade de nutrientes, logo, quanto maior a concentração de nutrientes como carbono, nitrogênio e fósforo presentes no meio aquático, maior será a produtividade, ocasionando o processo de eutrofização (KARLSSON *et al.*, 2009).

Os processos de eutrofização podem ser classificados em dois tipos: natural e artificial. O processo natural é lento e contínuo, acontece com o passar dos anos na maioria dos lagos e represas. É ocasionado pelo aporte de nutrientes lixiviados pelas chuvas e águas superficiais que erodem e lavam a superfície terrestre,

corresponde ao chamado envelhecimento natural do lago. Já o processo artificial é muito mais dinâmico e ocorre induzido pelo homem, sendo os nutrientes provenientes das mais diversas fontes, tais como: efluentes domésticos, industriais e atividades agrícolas (ESTEVES, 1998). A eutrofização acelerada pelo homem também é denominada cultural ou antrópica (CAMPOS, 2010). A Figura 1 ilustra o processo de eutrofização artificial.

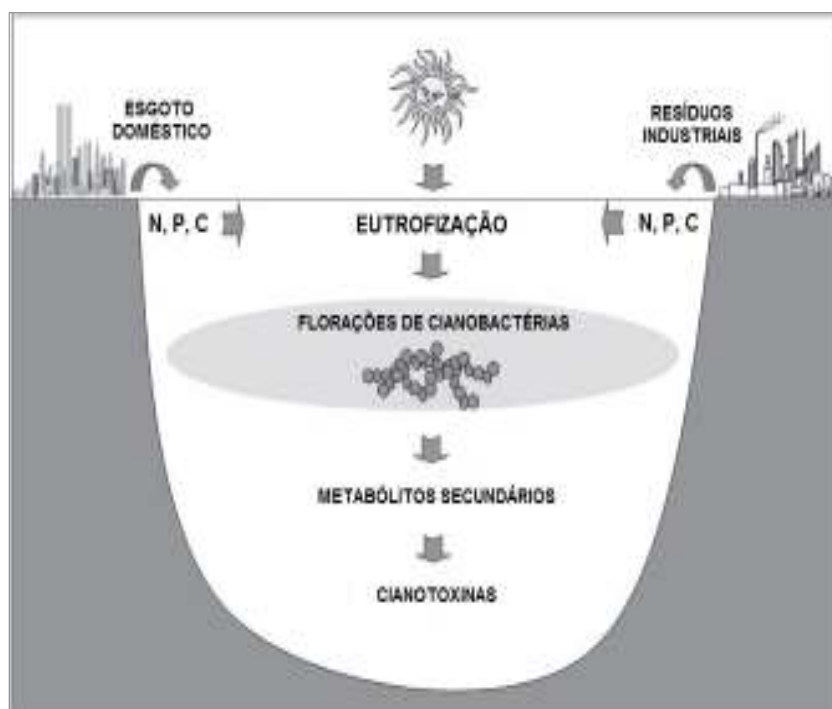


Figura 1: Representação esquemática do processo de eutrofização.
Fonte: adaptado de FREITAS, SIRTORI e PERALTA-ZAMORA, 2008.

A eutrofização é um processo dinâmico no qual ocorrem profundas modificações quantitativas e qualitativas no meio aquático. Começou a ser observada com maior frequência após a década de 1940, devido ao aumento da população mundial, crescimento da indústria e introdução de produtos de limpeza sintéticos, nos quais eram utilizados sais de fosfato para regular o pH e manter íons em solução, abrandando a dureza e produzindo mais espuma (YUNES *et al.*, 1998).

A utilização de fósforo nos detergentes e saponáceos, na forma de tripolifosfato de sódio (STPP), teve início logo após a 2ª Guerra Mundial e desde a década de 1960, seus impactos sobre a qualidade das águas são discutidos mundialmente (BAIRD, 2002). Atualmente, países como a Suécia, Alemanha e Japão baniram o uso de STPP da fórmula desses produtos, já que esta tem sido considerada uma das principais fontes de fósforo nas águas (GEO Brasil, 2007).

Os casos de eutrofização são inúmeros no mundo todo. No Brasil, é possível citar vários casos de lagos e represas eutrofizados, como as lagoas da Pampulha em Belo Horizonte e do Taquaral em Campinas (GRASSI, 2001), as represas do Irai em Curitiba (ANDREOLI e CARNEIRO, 2005) e Alagados em Ponta Grossa, no Paraná (YUNES *et al.*, 2003), entre outras.

Quanto às discussões relacionadas à presença de STPP nos detergentes, no Brasil só foram intensificadas no ano de 2005, quando foi implementada a Resolução nº 359 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA, que impõe o limite máximo de fósforo na formulação de detergente em pó em 4,8% (BRASIL, 2005a). Apesar dessa medida, estima-se que a quantidade de fósforo lançada nas águas devido ao uso de detergentes e saponáceos ainda seja muito grande (GEO Brasil, 2007).

O aporte excessivo de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, junto a fatores externos, como a luz e a temperatura da água, provoca o crescimento descontrolado de algas. O elemento limitante para as águas doces tem sido o fósforo, e acredita-se que o nitrogênio seja o limitante nos oceanos. Microorganismos requerem carbono, nitrogênio e fósforo como nutrientes majoritários. Assim como as reações químicas deixam de se processar quando um reagente limitante é totalmente consumido, o crescimento de algas é limitado pela disponibilidade de nutrientes na água.

A transformação de nutrientes em biomassa ocorre em uma proporção média de C:N:P = 110:15:1. O carbono nunca é a espécie limitante na água, uma vez que sua presença é suprida pelo dióxido de carbono atmosférico. Algas verde-azuladas podem suprir as necessidades em termos do nitrogênio, pois são capazes de fixar o nitrogênio atmosférico. Embora seja necessário em menor quantidade, o fósforo é usualmente o elemento limitante em água doce (GRASSI, 2001).

Várias são as causas da eutrofização, além das já citadas, também influenciam no processo o uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica, estas determinam as condições dos corpos d'água. Ou seja, as atividades desenvolvidas no entorno da represa influenciam diretamente a qualidade da água, podendo levar a um ambiente eutrófico. Outros fatores como profundidade média, tempo de residência da água, clima e incidência de luz também interferem no processo de eutrofização (BUENO, 2010).

As causas da eutrofização artificial estão divididas em pontuais e difusas. As fontes pontuais estão localizadas, onde os poluentes atingem o corpo d'água de forma concentrada no espaço, são relativamente fáceis de identificar e monitorar. Já as fontes difusas, ao contrário adentram o corpo d'água distribuídos ao longo de sua extensão, sendo de difícil identificação e tratamento (VON SPERLING, 1996).

Fontes Pontuais

a) Esgoto Sanitário: grande parte da contribuição de altas concentrações de fósforo nos esgotos domésticos é a presença de detergentes utilizados nas atividades domésticas. Também podem ser citadas como fontes pontuais a rede de drenagem pluvial e o lançamento de esgoto clandestino.

b) Efluentes Industriais: as indústrias alimentícias são consideradas as mais significativas na geração de carga orgânica. Indústrias de fosfatização, curtumes e produtos domissanitários, além de efluentes das próprias estações de tratamento, contribuem para o processo eutrófico.

Fontes Difusas

a) Atividades agropecuárias: a utilização de fertilizantes químicos, condicionadores de solo e esterco animal, ricos em nutrientes, são carreados via superficial ou sub-superficial para os corpos d'água. Dependendo da prática agrícola a quantidade de fósforo e nitrogênio pode aumentar ou diminuir, podendo chegar aos rios, dependendo de fatores climáticos, tipo de solo e existência de matas ciliares.

b) Água de chuva: a precipitação atmosférica pode ser importante fonte de nutrientes, especialmente em regiões altamente industrializadas, contribuindo principalmente com o nitrogênio para acelerar a eutrofização (ANDREOLI e CARNEIRO, 2005). As características de cada evento chuvoso como: intervalo de tempo entre as precipitações atmosféricas; duração e intensidade são responsáveis pela qualidade das águas que caem sobre o solo. Em estudo realizado por Beló e colaboradores (2009) as águas que caem sobre o solo de uma floresta diferem das águas que caem sobre um solo com pouca cobertura vegetal.

As cargas difusas podem representar importantes contribuições de nutrientes para o enriquecimento dos reservatórios cujas áreas litorais são ocupadas com usos agrícolas (VEIGA, 2010).

A entrada de nutrientes nos reservatórios e oceanos pode ocorrer através de vários compartimentos ambientais, além dos efluentes domésticos e industriais, pela

atmosfera ocorre por via seca. Essa deposição envolve os gases aerossóis e deposição úmida, quando os gases aerossóis são capturados pelas partículas de água, formando chuva e neve. São pouco estudados os casos onde existe a descarga de nutriente através da atmosfera, pois a análise de fósforo total (P_T) e nitrogênio total (N_T) em amostras de precipitações podem apresentar grandes variações espaciais. A presença de altos níveis destes nutrientes em precipitações está normalmente relacionada a grandes áreas urbanas e industriais como, por exemplo, o Lago Taihu, na China, onde 7,3% do nitrogênio e 16,5% do fósforo presentes foram depositados por via atmosférica úmida (LUO *et al.*, 2007).

O processo de eutrofização é caracterizado por:

- a) Diminuição nas concentrações de oxigênio dissolvido (OD) da coluna d'água;
- b) Aumento nas concentrações de nutrientes;
- c) Aumento de sólidos suspensos, especialmente material orgânico;
- d) Aumento na turbidez e diminuição da penetração de luz;
- e) Aumento na população de algas e plantas aquáticas;
- f) Aparecimento de microalgas e cianobactérias que liberam toxinas;
- g) Alteração do pH pela formação de um ambiente mais redutor;
- h) Aumento das concentrações de fósforo nos sedimentos;
- i) Ferro e manganês se encontram na forma solúvel;
- j) Desaparecimento do lago devido ao acúmulo de material e vegetação no fundo (WETZEL, 2001; VEIGA, 2010).

São várias as consequências da proliferação excessiva de algas, como a perda da biodiversidade, alteração no padrão de oxigenação da água, mortandade de peixes, floração de cianobactérias e macrófitas aquáticas, efeitos sobre a saúde humana e aumento nos custos de tratamento da água (ANDREOLI e CARNEIRO, 2005; BUSATO, 2009; GRASSI, 2001).

No processo de eutrofização inicialmente ocorre um aumento na densidade do fitoplâncton, tanto em número de espécies como de indivíduos. Em seguida, pode ser observada uma queda no número de espécies simultaneamente ao aumento significativo do número de indivíduos da mesma espécie, aumentando assim o consumo de OD, isso normalmente ocorre por uma competição natural entre os indivíduos. Acontece também alteração na cor da água, redução da transparência, limitação da produção primária nas camadas inferiores, redução da capacidade de

penetração da luz, reduzindo assim os níveis de OD dissolvidos ao longo da coluna de água, acarretando uma semi-anaerobiose no hipolímnio podendo ocorrer a produção de gases mal cheirosos e tóxicos (metano e gás sulfídrico), aumentando a mortalidade de peixes (ESTEVES, 1998).

O crescimento descontrolado das plantas e o aumento da taxa de respiração afetam a dinâmica química das águas alterando os níveis de oxigênio e dióxido de carbono, influenciando o pH e interferindo na vida aquática. As florações tóxicas comprometem a disponibilidade hídrica, aumentando o custo de tratamento para o abastecimento público, além de restringir o uso para a irrigação, recreação e o lazer (ESTEVES, 1998; HITZFELD, HÖGER e DIETRICH, 2000).

O controle do processo de eutrofização se dá através da diminuição da entrada de nutrientes no corpo d'água (ZHU *et al.*, 2013). A redução do aporte de nitrogênio é comprometida pela multiplicidade de fontes, algumas muito difíceis de serem controladas como a fixação do nitrogênio atmosférico, por parte de alguns gêneros de algas. Por isso, deve-se investir preferencialmente no controle das fontes de fósforo.

Para recuperação de um ambiente eutrofizado são inúmeros os métodos existentes e sua viabilidade dependerá dos fatores envolvidos e seus possíveis efeitos. Os exemplos de métodos físicos são aeração, retirada de sedimentos, sombreamento e redução do tempo de residência. Já dentre os métodos químicos estão a floculação e o emprego de algicidas (ESTEVES, 1998), que devem ser utilizados somente atendendo à legislação ambiental. A herbivoria é um dos métodos biológicos mais aplicados, principalmente com algumas espécies de carpas e tilápias (*Cyprinus* sp e *Tilapia* sp), que estão tendo sucesso, em estudos nos lagos chineses, para controle de fitoplâncton (WANG *et al.*, 2008).

Métodos ecotecnológicos têm sido empregados, principalmente em países desenvolvidos, para a restauração de ecossistemas aquáticos, entre eles são citados:

a) Banhado construído: intercepta e armazena os nutrientes do escoamento superficial e subterrâneo para posterior eliminação. Tem sido utilizado com eficiência no tratamento da drenagem ácida em minas;

b) Pré-represamento: reservatórios construídos em rios turvos com alto potencial de assoreamento;

c) Biomanipulação: controle natural do lago baseado na manipulação da cadeia alimentar em oposição à gestão de nutrientes;

d) Eutrofização controlada: envolve o enriquecimento artificial de um sistema, sendo muito utilizado na recuperação de lagos de minas onde o pH baixo é tamponado pelo ferro.

Os métodos ecotecnológicos reduzem a eutrofização dentro de um intervalo limitado de condições de funcionamento, pois emprega a capacidade natural como fonte recuperadora (UGOCHUKWU e NUKPEZAH, 2008).

Ressaltando que as ações de remediação devem ser colocadas em prática de acordo com as particularidades de cada ecossistema aquático. Independentemente do tamanho do lago, os estudos demonstram que a primeira e melhor estratégia para o controle da eutrofização é melhorar o ambiente externo em relação ao aporte de nutrientes. Muitas vezes, grandes esforços foram insuficientes para fazer um sistema aquático voltar ao estado natural, devido à excessiva carga de nutrientes, mas um estado intermediário estável pode ser atingido e, para isso, devem ser restabelecidas funções dinâmicas que considerem essas mudanças (JACOBY e FRAZER, 2009; NAKAMURA e RAST, 2011).

2.2.1 Fósforo

O fósforo é um nutriente essencial para os organismos, pois participa de processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, tais como: armazenamento e transferência de energia na forma de Adenosina Tri Fosfato (ATP), controle enzimático e adequação de velocidade de vias metabólicas, contração muscular, estrutura da membrana celular, entre outros (ESTEVES, 1998; ANDREOLI e CARNEIRO, 2005).

No sistema aquático atua como um macronutriente primário, essencial ao crescimento do fitoplâncton. Na maioria das águas continentais é considerado fator limitante da produção de biomassa fitoplanctônica, sendo um dos principais responsáveis pela eutrofização em corpos hídricos (ESTEVES, 1998).

Sendo o fósforo considerado um nutriente limitante na maioria dos corpos de água, Von Sperling (1996) o caracteriza como sendo essencial para uma determinada população e que limita seu crescimento. Em baixas concentrações do nutriente limitante, o crescimento populacional é baixo. Com a elevação da

concentração do nutriente limitante, o crescimento populacional também aumenta. Essa situação persiste até o ponto em que a concentração desse nutriente passa a ser tão elevada no meio, que outro nutriente passa a ser o fator limitante.

Andreoli e Carneiro (2005) citam alguns fatores que contribuem para a característica limitante do fósforo:

- a) O intemperismo das rochas libera pouco fósforo biologicamente aproveitável;
- b) A zona radicular das plantas terrestres intercepta e retém a maior parte dos compostos, que seriam carregados pelo escoamento superficial;
- c) Tem facilidade para sorção, imobilização e precipitação.

Em águas naturais, o fósforo aparece predominantemente na forma de fosfatos, classificados em ortofosfatos, fosfatos condensados e fosfatos aderidos a sólidos. Podem estar em solução, particulados ou aderidos a organismos aquáticos. Os ortofosfatos, também chamados de fósforo inorgânico dissolvido, são as fontes de fósforo mais rapidamente assimiladas e, por isso, correlacionadas à eutrofização. A forma de apresentação dos ortofosfatos varia de acordo com o pH do meio, como em águas continentais onde os valores variam entre 5 e 8.

O fósforo total é composto das formas particulado e dissolvido, sendo uma abordagem conveniente para a avaliação do seu ciclo em lagos. As formas que o fósforo é encontrado nas águas naturais podem ser divididas nos seguintes tipos:

Fósforo solúvel reativo: são as formas de ortofosfato ou fósforo solúvel inorgânico e a principal forma disponível para as plantas;

Fósforo particulado orgânico: é o fósforo presente nos organismos vivos e detritos orgânicos;

Fósforo particulado inorgânico: consiste em fosfatos minerais (apatitas) e fosfatos adsorvidos e absorvidos (compostos argilosos), além de fosfato complexado com a matéria orgânica (carbonato de cálcio precipitado ou hidróxidos de ferro);

Fósforo não particulado inorgânico: fosfatos condensados como encontrados em detergentes.

Uma parcela menor de fósforo pode ser encontrada na forma de fosfito, que é volátil e obtida a partir da redução enzimática anaeróbica do fosfato e oriundo de sedimentos, banhados, cultivos de arroz e ETes (WETZEL, 2001).

O fósforo presente em ecossistemas aquáticos tem origem em fontes naturais e artificiais. As rochas das bacias de drenagem constituem a fonte natural

básica de fósforo, que é liberado através da desagregação pelo intemperismo e chega aos ecossistemas aquáticos na forma solúvel e, principalmente, sorvido em argila, sendo posteriormente liberado na coluna d'água por difusão, o que ocorre mais facilmente em ambientes anaeróbicos (ESTEVES, 1998).

A ocorrência de processos erosivos e o transporte de sedimentos para os corpos de água através de altos níveis de precipitação ou irrigação são também mecanismos básicos para a transferência do fósforo.

A enxurrada é formada quando a precipitação excede a infiltração e a capacidade de armazenamento das depressões da superfície do solo. O solo arrastado por enxurrada se decompõe principalmente em partículas finas, que têm maior capacidade de sorção, portanto a concentração de fósforo é geralmente maior no sedimento levado pela enxurrada do que no solo do qual se originou (SHARPLEY, 1985).

A dinâmica do fósforo na coluna d'água é dependente das condições de mistura que se manifestam nos reservatórios por ocorrência de processos de estratificação térmica, circulação epilimnética, sedimentação, decomposição, difusão e assimilação vegetal (DIAS, 2005; VEIGA, 2010).

Um importante mecanismo que governa o comportamento do fósforo na coluna d'água é a sua associação iônica, principalmente com ferro, alumínio e manganês. Em algumas situações pode haver a associação ao cálcio e concorrer para a precipitação do fosfato, podendo ser imobilizado pela adsorção no sedimento calcário (ESTEVES, 1998; WETZEL, 2001).

A troca de fósforo entre os sedimentos e água sobrejacente é a maior componente do ciclo do fósforo em águas naturais, sendo que existe um aparente movimento na direção dos sedimentos. Entretanto, a efetividade da deposição do fósforo e a rapidez do retorno dele a coluna d'água dependem de um conjunto de fatores físicos, químicos e biológicos (WETZEL, 2001).

As fontes artificiais mais importantes de fósforo são esgotos domésticos e industriais, fertilizantes agrícolas e dejetos provenientes da criação de animais. De maneira geral, as atividades agrícolas contribuem de forma substancial para a transferência de nutrientes para os corpos de água. O esgoto doméstico também contribui significativamente para o aporte excessivo de fósforo que chega aos rios (ESTEVES, 1998; BAIRD, 2002).

Outra fonte impactante para o aumento da concentração de fósforo nos lagos, são os dejetos provenientes de granjas, como as de criação de aves, suínos e produção de gado leiteiro. Conforme informações do IBGE, o efetivo de suínos, apenas no 4º trimestre de 2014 no Brasil, foi de 9,495 milhões de unidades sendo que a Região Sul representava 65,3% do efetivo nacional, e o estado do Paraná engloba 19,4% desse total (IBGE, 2015). Dentre os municípios produtores de leite, Castro é destacado como o maior produtor nacional de leite com produtividade média de 7.120 litros/vaca/ano (IBGE, 2013).

De acordo com Shigaki e colaboradores (2006), várias medidas podem ser tomadas para melhorar as práticas de manejo e controlar as fontes de fósforo:

- a) Combinação das exigências animais de fósforo com a alimentação;
- b) Análise de solo e do dejetos para otimizar o manejo;
- c) Tratamento físico, químico e biológico de resíduos;
- d) Calibração dos equipamentos aplicadores de fertilizantes;
- e) Aplicação de doses adequadas;
- f) Planejamento do período de aplicação, evitando períodos de chuvas fortes;
- g) Minimização da erosão, enxurrada e da lixiviação.

A manutenção da mata ciliar é ainda uma das formas mais eficazes de evitar que grandes cargas de fósforo atinjam os corpos d'água, pois entre seus inúmeros benefícios está o de função tampão, filtrando toda a água proveniente das áreas adjacentes que escoam para dentro dos cursos de água. Neste "filtro" fica retida uma grande quantidade de sedimentos, produtos tóxicos e nutrientes, podendo reter até 80% do fósforo e 89% do nitrogênio provenientes do escoamento superficial (ANDREOLI e CARNEIRO, 2005).

2.2.2 Nitrogênio

É um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos, principalmente pela sua participação na formação de proteínas, um dos componentes da biomassa. Suas principais fontes são: a água das chuvas, material orgânico e inorgânico e a fixação de nitrogênio molecular (ESTEVES, 1998), além das fontes artificiais como esgoto domésticos, industriais e atividades agropecuárias.

As formas de ocorrência de nitrogênio são diferenciadas pelo grau de oxidação. As formas mais reduzidas são a amônia (NH_3) e o íon amônio (NH_4^+), sendo íon nitrato (NO_3^-) a forma mais oxidada. Ainda podemos encontrar o nitrogênio como íon nitrito (NO_2^-), nitrogênio molecular (N_2) e óxido nitroso (N_2O) (BAIRD, 2002).

O íon amônio é o mais facilmente absorvido pelos organismos produtores, por ser energeticamente mais viável, não necessitando do processo de redução no interior da célula, embora sua concentração seja baixa no fitoplâncton.

Organismos procariontes como as bactérias e algas azuis (cianobactérias) possuem capacidade de fixar o nitrogênio atmosférico. Esse processo é catalisado pelo sistema enzimático das nitrogenases. Quantitativamente somente as algas que possuem heterocistos são importantes na fixação de nitrogênio molecular (ESTEVES, 1998). Esta fixação ocorre quando o fósforo está em excesso e, preferencialmente em águas doces, sendo menos provável em zonas costeiras e mares devido à maior salinidade (CONLEY *et al.*, 2009).

A Figura 2 ilustra uma imagem de uma amostra da represa de Alagados. Em destaque o gênero *Dolichospermum* (*Anabaena*) sp e seu heterocisto capaz de fixar nitrogênio atmosférico.

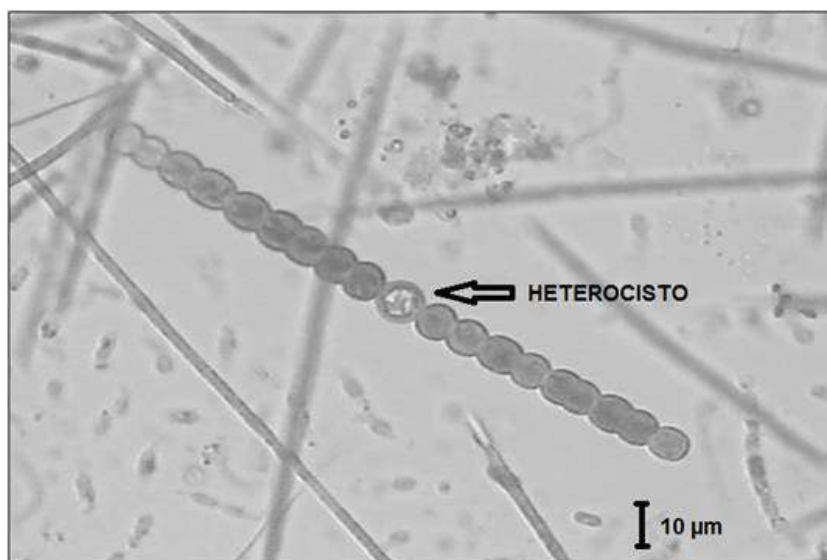


Figura 2: Fotografia de uma amostra de água da represa de Alagados (40x), em destaque o heterocisto do gênero *Dolichospermum* (*Anabaena*) sp.

Fonte: adaptado de SANEPAR, 2014b.

Uma visão predominante é que a limitação de nitrogênio possa ser mais comum em lagos tropicais do que em sistemas temperados, pois há uma maior perda de nitrogênio devido à elevada temperatura, embora existam poucos modelos

estudando a dinâmica desse elemento, comparado com os estudos de limitação de fósforo (HUSZAR *et al.*, 2006; BRYHN e HAKANSON, 2009).

De acordo com estudos feitos por Huszar e colaboradores (2006), de 192 lagos estudados em todo o mundo, entre eles 79 brasileiros, não foram detectadas limitações de nitrogênio ou fósforo e sim algumas tendências. Segundo os resultados, a razão entre N_T e P_T para lagos brasileiros ficou em média muito acima de 16:1, variando entre limitações e colimitações de nitrogênio e fósforo.

Embora o nitrogênio, na maioria das vezes, não seja o nutriente limitante nos casos de eutrofização em águas doces, os setores agrícola e agropecuário devem tomar precauções, uma vez que o mesmo se encontra presente tanto nos dejetos animais como na formulação da maioria dos fertilizantes.

Em relatório apresentado durante o encontro Rio+20, o IBGE relata o crescimento do uso de fertilizantes no Brasil. O consumo mais que dobrou entre os anos de 1992 e 2012, pulando de 70 kg/ha para 150 kg/ha. Segundo a Petrobrás, 70% dos fertilizantes nitrogenados são importados de países como a Rússia e os EUA, da produção nacional, a empresa é responsável por 60% (IBGE, 2012).

Do total de fertilizante nitrogenado aplicado nas correções de solo, cerca de metade é removido na colheita da produção, no entanto o restante é incorporado pelo solo, podendo chegar aos rios e reservatórios por processos erosivos (CLEEMPUT e BOECKX, 2005). Em algumas áreas, o nitrato de amônio é o principal poluente, causando danos por acidificação, em outras áreas a sua alta concentração pode ultrapassar os limites exigidos pela legislação para uso da água para abastecimento (SCHINDLER e HECKY, 2009).

Salas e Martino (1991) trazem algumas taxas de contribuição de nutrientes com base em coeficientes de exportação e no uso do solo, conforme mostrado na Tabela 3.

Tabela 3: Coeficientes de exportação de fósforo e nitrogênio segundo o uso do solo.

Uso da Bacia	Fósforo Total (g/m ³ ano)	Nitrogênio Total (g/m ³ ano)
Urbano	0,10	0,5
Agrícola Rural	0,05	0,5
Bosque	0,01	0,5

Fonte: Salas e Martino, 1991.

As formas de reduzir o lançamento de nutrientes no ambiente foram debatidas, e estratégias como sistemas de tratamento de esgotos, educação ambiental e o "selo verde" para os detergentes livres de fosfato foram criadas. O programa do selo verde tem por objetivo avaliar produtos, desde sua fabricação até a chegada deles ao consumidor, avaliando os efeitos que causam ou podem causar ao meio ambiente (VEROCAI, 1997).

A diminuição da entrada dos nutrientes nos sistemas aquáticos é a melhor solução, pois o custo para remediação e remoção é oneroso, até mesmo em países desenvolvidos. Por isso a sensibilização da sociedade deve ser buscada em primeira escala para efetivamente minimizar a presença destes compostos nitrogenados e fosfatados nos corpos hídricos (SCHINDLER e HECKY, 2009).

2.3 ALGAS

A comunidade fitoplanctônica tem sido utilizada como indicadora de qualidade de água principalmente em lagos e reservatórios, e sua análise permite avaliar alterações ambientais, bem como, eventuais problemas que possam surgir quanto ao uso da água (CETESB, 2004; ARAÚJO e OLIVEIRA, 2011).

As algas surgiram há cerca de 3,5 bilhões de anos de acordo com o registro de fósseis em rochas sedimentares do noroeste da Austrália. Por isso são consideradas como um dos primeiros organismos a existirem no planeta e provavelmente constituírem os primeiros produtores primários de matéria orgânica a liberar oxigênio na atmosfera primitiva (GRAHAM e WILCOX, 2000).

Os processos vitais das algas necessitam de água, dióxido de carbono, luz e substâncias inorgânicas: fósforo e nitrogênio. Possuem como principal modo de obtenção de energia a fotossíntese. Por apresentarem essa simples e pequena necessidade de moléculas para sua sobrevivência, as algas têm uma grande capacidade de crescimento nos mais variados meios, na água, onde vivem predominantemente, até nos solos e rochas. Na água doce, necessitam de um pH neutro, em torno de 6 a 9, temperatura entre 20 e 30°C e alta concentração de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio para melhor se desenvolverem.

Lovelock (2010) descreveu as algas como organismos fotossintéticos que usam luz solar para produzir matéria orgânica e oxigênio. As características morfológicas e fisiológicas são influenciadas por fatores ambientais. Podem

apresentar estruturas coloniais ou filamentosas. Possuem capacidade de flutuação, que varia de acordo com as espécies, já que a maioria apresenta densidade superior à da água, sua flutuabilidade vai depender dos fatores adaptativos desenvolvidos ao longo do tempo, como bainha mucilaginosa, aumento da superfície de contato e vesículas gasosas, entre outras (ESTEVES, 1998).

As algas presentes nas águas marinhas foram precursoras do processo de fotossíntese durante a evolução da Terra, e ao longo de bilhões de anos, foram capazes de transformar uma atmosfera inicialmente redutora, em uma atmosfera rica em oxigênio (CAMPOS, 2010). Hoje, no estudo da eutrofização, as algas são consideradas prejudiciais ao meio ambiente. A importância das algas não se restringe apenas à evolução da atmosfera, hoje elas são de grande importância no controle do clima através da fotossíntese e pluviometria, neste caso, produzem gases como sulfeto de dimetila (DMS), aminas e isopreno que estimulam a formação de nuvens e aerossóis (CAMPOS, 2010; LOVELOCK, 2010).

Dentre os principais tipos de algas existentes em ambientes eutrofizados, as cianobactérias são encontradas em maior quantidade, o que se torna uma grande preocupação quando esta água é utilizada para abastecimento público e irrigação, pois cianobactérias podem produzir toxinas nocivas a animais e seres humanos (LOVELOCK, 2010).

2.3.1 Floração de Algas

Floração ou *bloom* (termo em inglês), é a proliferação de uma ou algumas espécies de microalgas em um determinado ambiente. Antigamente, esse termo era utilizado no momento que essa proliferação podia ser visualizada a olho nu, quando o ambiente aquático apresentava uma nata de cores variáveis em sua superfície. Atualmente, o termo floração é definido cada vez que a população algal ultrapassa 20.000 céls/mL, ou quando o teor de clorofila "a" no ambiente é maior que 10 mg/L, ou ainda quando o biovolume da população algal supera 2 mm³/L. Essa adequação foi necessária pelo fato de várias espécies de microalgas ultrapassarem esses valores sem alteração na qualidade visual da água (CETESB, 2004).

Para que uma floração ocorra não é possível listar apenas um fator determinante, mas sim um conjunto de condições ecológicas que favoreça o surgimento desse fenômeno. Uma floração naturalmente ocorre quando há uma

grande concentração de nutrientes na água, alta disponibilidade de luz, temperaturas altas, em torno de 25°C, pH de neutro a levemente alcalino, pouca movimentação da água, entre outras condições. Porém, é importante salientar que, mesmo com todas essas condições estabelecidas, a floração pode não acontecer (CETESB, 2004).

Os fatores ambientais que podem ser destacados na influência do desenvolvimento das algas são (CETESB, 2004):

pH: valores acima de 7,5 favorecem o crescimento de algas;

Luz/turbidez: a fotossíntese ocorre somente nas camadas superficiais líquidas que recebem luz. A intensidade luminosa que atinge a superfície de um lago diminui exponencialmente com a profundidade, influenciando na distribuição vertical das algas;

Temperatura: influencia na fotossíntese. A temperatura mínima depende de cada espécie, onde as cianobactérias apresentam em geral uma tolerância muito maior a temperaturas elevadas;

Oxigênio dissolvido: a respiração de organismos e a decomposição de matéria orgânica podem causar o consumo de OD e esgotá-lo no hipolímnio, restringindo a vida planctônica nessa zona;

Dióxido de carbono: durante o dia, devido ao processo de fotossíntese, as algas assimilam o dióxido de carbono, enquanto que a noite esse gás é liberado.

Nutrientes: nitrogênio, fósforo, enxofre, magnésio, potássio, cálcio e ferro são elementos essenciais para o crescimento de vegetais. Nitrogênio e fósforo são considerados essenciais para o desenvolvimento das algas;

Fatores hidrológicos: a velocidade de fluxo (movimento da água) é importante, pois ambientes mais estáveis podem influenciar na dominância de espécies que tenham taxa de reprodução mais lenta, como é o caso das cianobactérias.

Além desses fatores, estudos propõem várias hipóteses, incluindo as alterações climáticas como o aquecimento global, a seleção natural e a tolerância fisiológica de diferentes condições ambientais (PICCINI *et al.*, 2011; SINHA *et al.*, 2012).

Vários grupos de algas são capazes de produzir uma floração, em destaque as cianobactérias, os dinoflagelados e as clorofíceas, com maior ênfase para os dois primeiros grupos, pois deles fazem parte espécies produtoras de toxinas com

diferentes modos de ação, como neurotoxinas, hepatotoxinas e dermatotoxinas (CARMICHAEL, 1994).

A proliferação de dinoflagelados costuma acontecer em zonas marinhas, podendo muitas vezes causar o fenômeno da Maré Vermelha, pois a água toma uma coloração avermelhada devido às carapaças desses organismos. Nem toda maré vermelha é tóxica, porém, quando há produção de toxinas, os peixes e as aves pescadoras costumam ser os animais mais atingidos. Organismos filtradores podem bioacumular essas toxinas, o que pode potencializar o efeito tóxico nos níveis tróficos mais elevados da cadeia alimentar (CAMPOS, 2010; LOVELOCK, 2010).

As mesmas considerações podem ser feitas para as cianobactérias. Porém, a problemática se torna mais grave pelo fato de florações de cianobactérias ocorrerem frequentemente em ambientes doces, dos quais água é retirada para consumo. Se um manancial está com floração desses organismos, os cuidados com o tratamento e monitoramento dessa água devem ser redobrados para que a população não corra o risco de entrar em contato com uma água com cianotoxinas (CHORUS e BARTRAM, 1999).

2.3.2 Cianobactérias

As cianobactérias, também são conhecidas como cianofíceas - algas azuis, devido a um dos seus principais pigmentos, a ficocianina. Nesse grupo, os pigmentos e demais componentes celulares encontram-se distribuídos em toda massa protoplasmática da célula, diferindo dos demais grupos de algas por serem procariotas, ou seja, não apresentarem material genético organizado em um núcleo, característica essa que as aproxima das bactérias (CETESB, 2004).

Sua morfologia básica compreende formas unicelulares, coloniais e filamentosas multicelulares, podendo estas ser ou não ramificadas e portadoras ou não de células especializadas, os heterocistos. Seu tamanho pode variar de 20 µm para as unicelulares a 200 µm para as filamentosas ou coloniais (GRAHAM e WILCOX, 2000).

A fotossíntese é a principal fonte de energia, no entanto, existem espécies capazes de sobreviver por longos períodos na escuridão. As cianobactérias apresentam um conjunto de adaptações que lhes conferem inúmeras vantagens na sua dispersão e predominância nos mais diversos habitats do planeta:

- a) Apresentam mecanismos de proteção do DNA contra radiação UV;
- b) Suportam baixa concentração de oxigênio dissolvido;
- c) Fixam nitrogênio atmosférico através de heterocistos;
- d) Acumulam grânulos de polifosfato como reserva através de células denominadas acinetos;
- e) Assimilam compostos orgânicos de baixo peso molecular, podendo subsistir inteiramente deles na ausência da luz;
- f) Apresentam adaptação cromática;
- g) Podem produzir quelantes, facilitando a assimilação de macro e micronutrientes;
- h) Regulam a mobilidade e flutuabilidade pela presença de aerótopos (vesículas gasosas) que permitem um posicionamento melhor em zonas superficiais da coluna d'água, otimizando a fotossíntese e causando o efeito de sombreamento sobre outras algas;
- i) Liberam toxinas como possível proteção à predação (CETESB, 2004; ANDREOLI e CARNEIRO, 2005).

Entre todas essas características adaptativas, a que mais diferencia as cianobactérias dos outros grupos de algas, é que em determinadas condições ambientais de temperatura e pH, liberam toxinas na coluna d'água.

A Figura 3 retrata as cianobactérias encontradas na represa de Alagados.

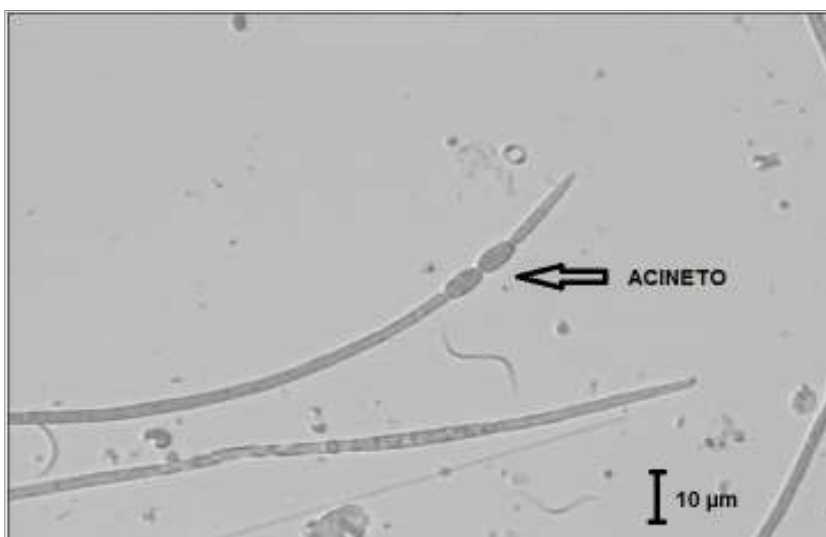


Figura 3: Fotografia de uma amostra de água da represa de Alagados (40x), em destaque o gênero *Cylindrospermopsis* sp.

Fonte: adaptado de SANEPAR, 2014b.

Espécies invasoras, ou seja, espécies que tinham uma presença menor em um ecossistema, mas por causa de perturbações externas têm um aumento do seu domínio, impactando o ecossistema, estão entre os mais importantes desafios da proteção, conservação e gestão dos ecossistemas aquáticos (CALANDRINO e PAERL, 2011).

Florações de cianobactérias dos gêneros *Microcystis*, *Cylindrospermopsis*, *Anabaena* e *Oscillatoria* em águas para abastecimento público caracterizam um grave problema às ETAs. Altas densidades de cianobactérias podem causar a perda de carga e entupimento dos filtros, alteração organoléptica (gosto e odor) na água tratada e maior consumo de produtos químicos como coagulantes, auxiliares de floculação e carvão ativado (BROOKE *et al.*, 2008; DI BERNARDO e DANTAS, 2005; DE JULIO *et al.*, 2010).

2.3.3 Cianotoxinas

As cianotoxinas são toxinas produzidas por algumas espécies de cianobactérias que formam florações em corpos d'água (CARMICHAEL, 1994). São definidas por sua estrutura química e divididas em três grupos: peptídeos cíclicos (microcistinas, hepatóxicas e nodulárias), alcalóides (anatoxinas, neurotóxicas e saxitoxinas) e lipossacarídeos. As espécies mais frequentemente relacionadas com toxicidade são *Microcystis aeruginosa*, *Planktothrix* (= *Oscillatoria*) *rubescens*, *Aphanizomenon flosaquae*, *Anabaena flosaquae*, *Planktothrix agardhii*, *Lyngbia spp* e *Cylindrospermopsis raciborskii* (HITZFELD, HÖGER e DIETRICH, 2000).

Em todo o mundo são registrados casos de intoxicação de seres humanos e animais em decorrência da ingestão ou contato com as toxinas produzidas por cianobactérias em corpos d'água em que se desenvolveram florações.

No Brasil, tem sido confirmada a ocorrência de cepas tóxicas de cianobactérias em reservatórios de abastecimento público, lagoas salobras e rios na maioria dos Estados. Yunes e colaboradores (2003) citam as cidades gaúchas de Rio Grande (*Anabaena*), Caxias do Sul (*Anabaena* e *Oscillatoria*), Itapeva (*Anabaena*), e Ponta Grossa – PR (*Anabaena* e *Cylindrospermopsis*). Os bioensaios de toxicidade recomendados pela OMS têm demonstrado que aproximadamente 75% das cepas isoladas apresentam toxinas (AZEVEDO, 1998).

Um dos casos brasileiros mais graves e marcantes envolvendo cianotoxinas ocorreu em Caruaru - Pernambuco, em 1996 devido a um surto de insuficiência hepática ocorrido em pacientes renais crônicos submetidos à hemodiálise onde 76 pessoas faleceram do total de 131 pacientes. Análises comprovaram a presença de microcistinas e cilindrospermopsinas nos filtros de carvão ativado da clínica, no soro sanguíneo e no tecido hepático dos pacientes (AZEVEDO, 1998; HITZFELD, HÖGER e DIETRICH, 2000). Outros casos são citados no Quadro 1.

Local	Ano	Caso	Organismo
Rio Ohio – EUA	1931	Gastroenterite em humanos	Não especificado
Harare – Zimbábue	1966	Gastroenterite em humanos	<i>Microcystis aeruginosa</i>
Armidale – Austrália	1983	Danos hepáticos	<i>Microcystis aeruginosa</i>
Ilha Palm – Austrália	1983	Hepatoenterites	<i>Cylindropermopsis sp</i>
Rudyard - Reino Unido	1989	Diarréia e pneumonia	<i>Microcystis aeruginosa</i>
Itaparica – Brasil	1993	Gastroenterite - 88 mortes	<i>Anabaena sp, Microcystis sp</i>

Quadro 1: Casos tóxicos de cianobactérias.

Fonte: Adaptado de HITZFELD, HÖGER e DIETRICH, 2000.

Os fatores que induzem à liberação dessas toxinas, ainda não estão bem esclarecidos, alguns pesquisadores acreditam que as cianotoxinas desempenham função protetora, enquanto outros sugerem que a produção está relacionada às condições de crescimento ou competição (CARMICHAEL, 1994; CALIJURI, ALVES e DOS SANTOS, 2006). Outros autores relacionam a liberação de cianotoxinas com a senescência ou morte da cianobactéria, quando ocorre a *lise* celular, contaminando as águas (HITZFELD, HÖGER e DIETRICH, 2000). Mesmo em ambientes iguais são detectadas cepas geneticamente distintas desde não produtoras de toxinas, produtoras de toxinas mais fortes e/ou produtoras de toxinas mais brandas e, ainda, fatores ambientais como luz, temperatura e nutrientes modulariam a síntese dessas substâncias (PÁDUA, 2002).

De acordo com os mecanismos de ação das toxinas produzidas podem ser divididas em:

a) Neurotoxinas: atuam no sistema nervoso central bloqueando os canais de sódio. Se caracterizam por ação rápida, paralisando a musculatura, causando a morte por parada respiratória, antecedida por respiração ofegante e convulsões (CARMICHAEL, 1994).

b) Hepatotoxinas: de atuação menos rápida, causam a morte após horas e mesmo dias da sua ingestão. Ocasionalmente, vômitos, aumento de secreção como diarreias, diminuição de movimentos e hemorragias intrahepáticas (PÁDUA, 2002).

c) Dermatotoxinas: são irritantes ao contato com a pele, causando lesões, irritação nos olhos, conjuntivites, urticárias, obstrução nasal e asma. São produzidas por praticamente todos os gêneros de cianobactérias (CALIJURI, ALVES e DOS SANTOS, 2006).

A Tabela 4 apresenta uma síntese dos grupos de cianobactérias, seu gênero e os órgãos-alvos dentro da divisão citada.

Tabela 4: Grupos de cianobactérias, órgãos-alvos e gênero.

Grupo de Cianobactérias ¹	Órgãos-alvos	Gênero de Cianobactérias ²
Peptídeos Cíclicos		
Microcystina (MCYS)	Fígado	<i>Microcystis</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Planktothrix</i> (<i>Oscillatoria</i>), <i>Nostoc</i> , <i>Hapalosiphon</i> , <i>Anabaenopsis</i> ,
Nodularinas	Fígado ³	<i>Nodularia</i>
Alcalóides		
Anatoxina-a (ANTX)	Sinapse nervosa	<i>Anabaena</i> , <i>Planktothrix</i> (<i>Oscillatoria</i>), <i>Aphanizomenon</i>
Anatoxina-a (s) (ANTXs)	Sinapse nervosa	<i>Anabaena</i>
Aplisiatoxinas	Pele	<i>Lyngbya</i> , <i>Schizothrix</i> , <i>Planktothrix</i> (<i>Oscillatoria</i>), <i>Cylindropermopsis</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Umezakia</i>
Cilindropermosina (CYN)	Fígado	<i>Lyngbya</i>
Lyngbiatoxina-a	Pele, trato gastrointestinal	
Saxitoxinas (STXs)	Anaxônios nervosos	<i>Anabaena</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Lyngbya</i> , <i>Cylindropermopsis</i>
Lipopolissacarídeos (LPS)	Potencial irritante; afeta qualquer tecido exposto	TODAS

¹ Muitas variantes estruturais podem ser conhecidas para cada grupo de toxina.

² Não produzido por todas as espécies do gênero particular.

³ Todas as células da espécie causam danos nos tecidos, incluindo danos ao rim e tecidos linfóides.
Fonte: SIVONEN e JONES, 1999.

São grandes os prejuízos causados pelo processo de eutrofização e floração de cianobactérias, tanto para o ser humano como para o meio aquático, entre eles a

alteração da biodiversidade de espécies, morte de peixes, aumento no custo de tratamento da água, restrição ao uso de lazer e pesca, além dos danos causados à saúde devido à toxicidade (ANDREOLI e CARNEIRO, 2005).

As cianotoxinas podem se acumular em vertebrados e invertebrados aquáticos como em peixes, mexilhões e no zooplâncton em geral. Existe um potencial considerável para que os efeitos tóxicos sejam ampliados através da cadeia alimentar aquáticas. Essa toxicidade acumulativa é conhecida e está relacionada aos poluentes antropogênicos, como metais pesados e pesticidas (BUSATO, 2009).

Devido aos problemas causados pelas florações, a Legislação Brasileira considera a concentração de cianotoxinas como um dos parâmetros a serem monitorados na água destinada ao consumo, visto que em muitos mananciais de abastecimento, em várias regiões do nosso país é observada a presença de cianotoxinas (BRANDÃO, 2008).

2.3.3.1 Saxitoxinas e Microcistinas

Entre as neurotoxinas estão as saxitoxinas, grupo de alcalóides carbamatos neurotóxicos produzidos por cianobactérias, que apresentam efeitos de inibição da condução nervosa por bloqueio dos canais de sódio, impedindo desta forma a propagação da despolarização e a transmissão do impulso nervoso (SILVA *et al.*, 2012).

Este grupo de neurotoxinas hidrofílicas foi primeiramente isolado de dinoflagelados marinhos, responsáveis pela ocorrência de marés vermelhas. Atualmente, sabe-se que são produzidas especialmente pelos dinoflagelados *Alexandrium* spp. e *Gymnodinium* spp., e por bactérias heterotróficas. São produzidas também por cianobactérias como *Aphanizomenon* sp., *Anabaena* sp., *Lyngbya* sp., *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktothrix* sp. (CALIJURI, ALVES e DOS SANTOS, 2006).

Em 1999, foi publicada a primeira evidência de cepas de *Cylindrospermopsis raciborskii* produtoras de análogos da saxitoxina na América do Sul. Essas cianobactérias foram isoladas de dois reservatórios do estado de São Paulo (LAGOS *et al.*, 1999). Um fato curioso é que parece existir uma correlação entre a distribuição geográfica das linhagens de *Cylindrospermopsis raciborskii* e as toxinas

que produzem. Por exemplo, na Austrália e Nova Zelândia cepas produzem cilindrospermopsina, enquanto cepas que ocorrem na América do Sul produzem saxitoxinas (LAGOS *et al.*, 1999; PICCINI *et al.*, 2011).

Desde então, no Brasil, a análise de saxitoxinas em amostras de água está se tornando importante, na medida que em vários mananciais de abastecimento, desde a região nordeste até a região sul do país, um grande número de ocorrências de cepas do gênero *Cylindrospermopsis* produtoras de cianotoxinas têm sido registradas (SILVA *et al.*, 2012).

As saxitoxinas são também conhecidas como PSP's (Paralytic Shellfish Poisons – venenos paralisantes de mariscos). São geralmente agrupadas em três categorias de acordo com sua toxicidade: as menos potentes “C-toxinas” (duplamente sulfatadas); as mais tóxicas “goniatotoxinas” (com apenas um grupamento sulfato) e as altamente tóxicas “saxitoxinas” (não sulfatadas). Intoxicações por essas substâncias, de acordo com bioensaios em ratos, causaram uma morte rápida (2-30 minutos) por parada respiratória, devido ao bloqueio dos canais de sódio. Saxitoxina e seus análogos, como mostrado na Figura 4, apresentam diferentes estruturas químicas e, conseqüentemente, diferentes toxicidades (CALIJURI, ALVES e DOS SANTOS, 2006).

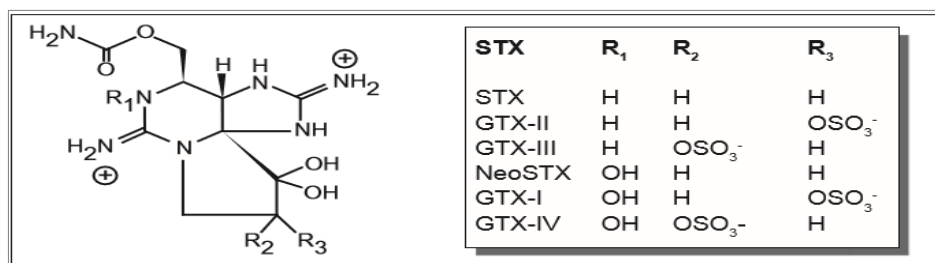


Figura 4: Alcalóides – Saxitoxinas.
Fonte: CARNEIRO e LEITE, 2008.

As microcistinas, hepatotoxinas comumente encontradas em florações de água doce, são peptídeos cíclicos formados por sete aminoácidos (heptapeptídeos cíclicos) de pesos moleculares entre 800 e 1100. Essas toxinas são caracterizadas de acordo com o arranjo dos aminoácidos na molécula e podem levar à morte em algumas horas por hemorragia no fígado. Cerca de 60 variações estruturais de microcistinas já foram identificadas. As mais conhecidas são MC-RR; MC-YR; MC-LR e MC-LA, conforme demonstra a Figura 5 (CHORUS e BARTRAM, 1998).

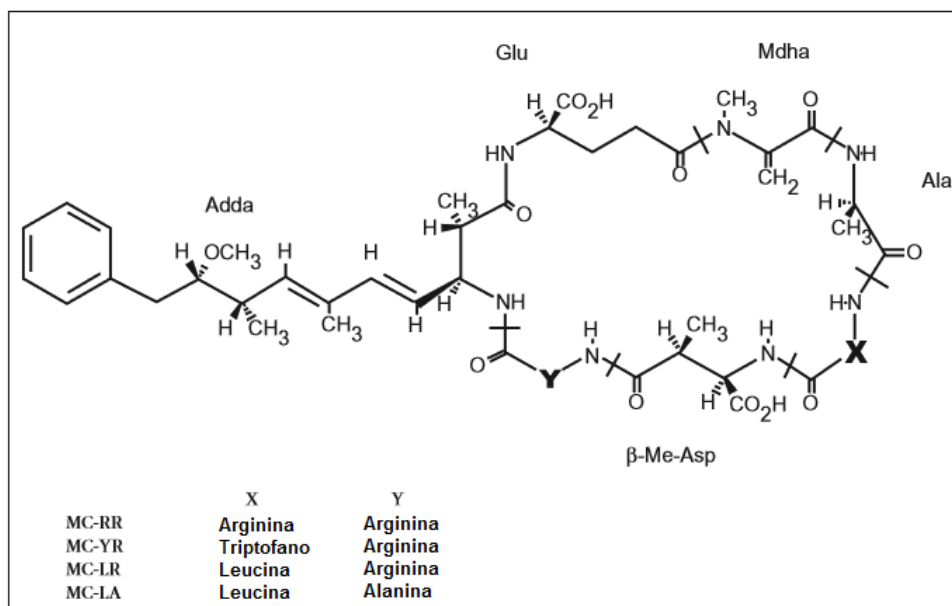


Figura 5: Peptídeos Cíclicos – Microcistinas.

Fonte: adaptado de CARNEIRO e LEITE, 2008.

A presença dessas toxinas em águas para consumo humano implica em sérios riscos à saúde pública. Os sinais clínicos de intoxicação humana são tontura, adormecimento da boca e de extremidades, fraqueza muscular, náusea, vômito e sede. Os sintomas podem começar 5 minutos após a ingestão e a morte pode ocorrer entre 2 a 12 horas. Em casos de intoxicação com dose não letal, os sintomas desaparecem de 1 a 6 dias (CARMICHAEL, 1994). Não se tem conhecimento de efeitos crônicos por falta de estudos de longa duração com animais (BUSATO, 2009).

2.4 QUALIDADE DA ÁGUA

A NBR 9896/1993 definiu qualidade da água como o resultado de características físicas, químicas, biológicas e organolépticas de uma água, relacionado com o seu uso, para um fim específico (ABNT, 1993). Segundo Von Sperling (1996), a qualidade da água é resultado de fenômenos naturais e da atuação do homem.

A qualidade da água pode ser representada através de diversos parâmetros que traduzem as suas principais características físicas, químicas e biológicas. No Quadro 2 são apresentados alguns parâmetros de análise de água.

Classificação	Tipos
Parâmetros Físicos	Cor Turbidez Temperatura Sabor Odor
Parâmetros Químicos	pH Alcalinidade Dureza Ferro Nitrogênio Fósforo OD DQO Poluentes Orgânicos
Parâmetros Biológicos	Algas Bactérias

Quadro 2: Parâmetros de qualidade da água.

Fonte: Adaptado de Von Sperling, 1996.

2.4.1 Enquadramento e Padrões de Qualidade da Água Superficial

No Brasil, a legislação que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e as diretrizes ambientais para seu enquadramento, no âmbito federal, é a Resolução 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA.

Esta resolução define a classificação das águas, salobras e salinas do território nacional, segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes, em 13 classes de qualidade. Define o enquadramento dos corpos d'água como sendo o estabelecimento de uma meta ou objetivo de qualidade da água, classe a ser, obrigatoriamente, alcançado ou mantido em um segmento do corpo hídrico, de acordo com seus usos preponderantes pretendidos, ao longo do tempo.

Um meio de facilitar a fixação e o controle de metas, visando atingir gradativamente os objetivos propostos, consiste no monitoramento, que é um instrumento para avaliar a evolução da qualidade das águas, em relação às classes estabelecidas no enquadramento (CONAMA, 2005b).

O Quadro 3 apresenta as classes de enquadramento e respectivos usos possíveis para as águas doces.

Classes de Qualidade	Usos Pretendidos
Classe Especial	<ul style="list-style-type: none"> - Abastecimento para consumo humano, com desinfecção; - Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; - Preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
Classe I	<ul style="list-style-type: none"> - Abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; - Proteção das comunidades aquáticas; - Recreação de contato primário; - Irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; - Proteção das comunidades aquáticas em terras indígenas.
Classe II	<ul style="list-style-type: none"> - Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; - Proteção das comunidades aquáticas; - Recreação de contato primário; - Irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; - Aquicultura e atividade de pesca.
Classe III	<ul style="list-style-type: none"> - Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; - Irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; - Pesca amadora; - Recreação de contato secundário; - Dessedentação de animais.
Classe IV	<ul style="list-style-type: none"> - Navegação; - Harmonia paisagística.

Quadro 3: Usos pretendidos por classe de qualidade de água para as águas doces.

Fonte: Resolução CONAMA 357/2005.

O Quadro 4 apresenta os padrões de qualidade do corpo hídrico segundo os parâmetros utilizados neste trabalho, ou seja, os valores máximos permitidos, conforme estabelece a Resolução Conama 357/05.

Para consumo humano a água necessita apresentar características sanitárias e toxicológicas adequadas. Devendo ser potável, limpa, isenta de bactérias, vírus, concentrações tóxicas e outros organismos que possam provocar doenças como diarreia, cólera, febre tifóide, entre outras.

Parâmetro	Unidade	Padrão Classe II
Temperatura	°C	-
pH	-	6,0 a 9,0
Condutividade	µS/cm	-
Turbidez	NTU	100
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	500
OD	mg/L O ₂	5
DBO ₅	mg/L O ₂	5
DQO	mg/L	-
Nitrato	mg/L N	10,0
Nitrito	mg/L N	1,0
Nitrogênio Amoniacal	mg/L N	3,7 para pH ≤ 7,5 2,0 para 7,5 > pH ≤ 8,0 1,0 para 8,0 > pH ≤ 8,5 0,5 para pH > 8,5
Fósforo Total	mg/L	0,030 ambientes lênticos e 0,050 ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico.
Densidade de Cianobactérias	Cel/mL	50.000
Coliformes Termotolerantes	org./100 mL	1.000

Quadro 4: Padrões de qualidade do corpo hídrico segundo os parâmetros utilizados neste trabalho.
Fonte: Adaptado da Resolução CONAMA 357/2005.

A legislação que define os padrões de potabilidade da água é a Portaria 2.914 de 12 de dezembro de 2011, do Ministério da Saúde. No caso da fluoretação, os valores recomendados para concentração de íon fluoreto estão dispostos na Portaria 635/GM/MS, de 30 de janeiro de 1976. Esses padrões são um conjunto de valores máximos, mínimos e faixas permitidas para determinados parâmetros. No Quadro 5 estão relacionados alguns exemplos de parâmetros e seus valores para consumo humano.

Parâmetro	Unidade	Padrão Portaria 2.914/MS
<i>Escherichia coli</i>	NMP	Ausência em 100 mL
Coliformes Totais	NMP	Ausência em 100 mL
Cor Aparente	uH	15
Cloro residual livre	mg/L	0,2
Fluoreto	mg/L	1,5
Ferro	mg/L	0,3
Alumínio	mg/L	0,2
Chumbo	mg/L	0,01
Cádmio	mg/L	0,005
Saxitoxinas	µg equivalente STX/L	3,0
Microcistinas	µg/L	1,0
Acrilamida	µg/L	0,5
Benzeno	µg/L	5
Atrazina	µg/L	2
Endrin	µg/L	0,6

Quadro 5: Padrões de potabilidade.

Fonte: Adaptado da Portaria 2.914 de 2011/MS.

2.4.2 Tratamento de água com presença de algas

A floração de algas em um manancial usado para abastecimento pode alterar a qualidade da água tratada e causar problemas operacionais em várias etapas de tratamento. Pode ocorrer a queda de eficiência da operação de decantação, redução na duração das carreiras de filtração e consequente aumento no consumo da água de lavagem dos filtros, diminuindo a produção efetiva da ETA, produção de sabor e odor e acréscimo da dosagem de produtos químicos. Esses problemas operacionais elevam o custo de produção da água e aumentam a necessidade de monitoramento da qualidade da água no sistema (DI BERNARDO e DANTAS, 2005; DE JULIO *et al.*, 2010).

O tratamento da água com elevada concentração de cianobactérias, quando realizado sem critérios, pode não ser eficiente na remoção de cianobactérias, ou até mesmo promover a *lise* das células, propiciando a liberação das cianotoxinas na água. Existem evidências que populações abastecidas por mananciais que apresentam extensas florações podem estar expostas a baixos níveis de toxinas por longo período, pois a ingestão de água é a principal rota de exposição do homem às cianotoxinas (DE JULIO *et al.*, 2010).

Desse modo, o tratamento de água para consumo humano contendo cianobactérias é um desafio e requer cuidados especiais. O uso de agentes oxidantes, utilizado para facilitar a remoção de células de cianobactérias, promove a *lise* celular a qual pode causar a liberação de toxinas na água. Diante disso, a remoção de células intactas de cianobactérias é uma importante técnica que deve ser sempre considerada.

Para haver um abastecimento seguro de água para consumo humano, do ponto de vista da existência de cianotoxinas, ou se tem uma fonte de água sem cianobactérias ou existe uma sequência de tratamento que remove cianobactérias e cianotoxinas. Um dos fatores que se deve controlar é a probabilidade de haver *lise* das cianobactérias durante o transporte e tratamento de água (FALCONER *et al.*, 1999).

As características da *Cylindrospermopsis*, como morfologia, resistência química e a flutuabilidade, permitem que ela resista às diversas etapas do tratamento convencional de água e, inclusive, seja encontrada na água tratada (SENS *et al.*, 2005).

Sobre as cianotoxinas, estudos laboratoriais revelaram que as microcistinas e anatoxina-a são largamente retidas dentro das células (intracelulares), quando as condições de crescimento do organismo são favoráveis (SIVONEN e JONES, 1999). A quantidade de microcistinas numa cultura aumenta durante a fase exponencial de crescimento, sendo mais elevada na fase exponencial tardia. A liberação para a água, para formar toxinas dissolvidas (extracelulares), parece ocorrer mais, se não exclusivamente, durante a velhice, morte ou *lise* das células, do que por excreção contínua. Até a senescência de uma floração a maioria das toxinas são mantidas dentro das células.

Em estudos laboratoriais que se determinaram toxinas intracelulares e extracelulares (microcistinas, nodularinas e saxitoxinas) em culturas saudáveis, na fase exponencial de crescimento, foi verificado que 10 – 20% do total de toxinas são extracelulares (SIVONEN e JONES, 1999). À medida que as células entram na fase estacionária de crescimento, foi verificado um aumento da fração dissolvida extracelular, por aumento da quantidade de células mortas. Mesmo na fase exponencial de crescimento das células numa cultura, uma pequena porcentagem de células de determinada população pode morrer e liberar toxinas intracelulares, apesar de se verificar um crescimento geral positivo da população. O trabalho de

Sivonen e Jones (1999) demonstrou que a liberação de microcistinas de uma cultura de *Microcystis aeruginosa* começa a ocorrer na fase tardia do crescimento exponencial, aumentando significativamente durante a fase estacionária. Esta liberação está relacionada com o decréscimo da integridade das células.

Estudos comprovam a eficiência do uso de carvão ativado na remoção de cianotoxinas através da adsorção. O emprego de carvão ativado para remoção de cianotoxinas e possível gosto e odor, produzido pelas cianobactérias, como geosmina e 2-metilisoborneol (2-MIB) tem sido largamente utilizado. A geosmina é produzida pelos gêneros *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Lyngbia*, *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Schizothrix* e *Symploca* (FALCONER *et al.*, 1999) que incluem espécies tóxicas, exceto *Symploca*. De acordo com experimentos realizados por Pyo e Moon (2005), o carvão ativado reduziu a concentração de microcistinas em até 99,5% de amostras de água.

Para águas contendo geosmina e 2-MIB, trabalhos de remediação utilizando processos oxidativos avançados tem sido considerados promissores, especialmente para os sistemas Fenton assistidos por radiação solar e UVA, que permitem remoções da ordem de 80% após 60 minutos de tratamento, para ambos os substratos em estudo (FREITAS, SIRTORI e PERALTA-ZAMORA, 2008).

A remoção de células intactas apresenta-se como a melhor alternativa para remover toxinas em processos de separação sólido-líquido, uma vez que a eficiência de remoção de toxinas extracelulares é baixa. Assim, a coagulação convencional e a filtração rápida podem ser úteis na remoção de toxinas intracelulares, particularmente se as células se mantiverem intactas.

Um aspecto muito importante a considerar é a concentração de cianobactérias tóxicas nas lamas/lodos, isto porque as células começam a liberar toxinas, sobretudo durante a fase de crescimento exponencial e principalmente durante a fase estacionária, quando são mais velhas. A importância da liberação de toxinas das lamas depende do tempo que a lama fica retida nos tanques de sedimentação e é particularmente relevante se o sobrenadante do processo de tratamento de lamas for reconduzido para a linha de tratamento de água (HRUDEY *et al.*, 1999). Sendo a recirculação um grande contribuinte para aumento tanto das células de cianobactérias como de cianotoxinas na ETA.

2.4.3 A Dinâmica de Ocupação do Solo e o Impacto sobre a Qualidade da Água

Um dos grandes desafios ambientais consiste na capacidade de compreender as interações entre o recurso natural e a pressão socioeconômica empreendida pelo ser humano. Para isso é necessário avaliar ou quantificar o padrão da evolução da ação humana na bacia.

O uso do solo e seu padrão de alteração são variáveis fisicamente discerníveis, que possibilitam analisar a expansão da atividade antrópica no espaço (BRUNELLA, 2011). Em função da atividade antrópica realizada, diferentes efeitos sobre os corpos d'água podem ocorrer. Essas atividades podem ser classificadas em agrícolas, industriais e de ocupação humana, cada uma apresentando características distintas, que resultam em diferentes impactos.

O meio líquido possui duas características distintas que condicionam a qualidade da água: capacidade de dissolução e meio de transporte. O conjunto dessas características conduz ao fato de que a qualidade é resultante dos processos que ocorrem na bacia de drenagem, ou de contribuição.

As relações entre a água e o solo são demonstradas por vários estudos. SANTOS (2006) expõe que a conversão de áreas de floresta para uso agrícola ou urbano, tem sido associada à diminuição da qualidade da água. Em grandes áreas territoriais, o conhecimento de parâmetros que relacionam as condições de cobertura vegetal com a qualidade desejada da água, conforme seu uso preponderante pode auxiliar na criação de instrumentos de planejamento e padrões de uso e ocupação do solo (BRUNELLA, 2011).

A vegetação entorno de represas é uma barreira física ao carreamento de materiais, partículas e poluentes. A cobertura vegetal protege o solo contra erosões, desmoronamentos de encostas e assoreamento dos corpos hídricos. BONNET (2007) afirma que alterações significativas em padrões legalmente requeridos de fósforo solúvel, cor aparente e turbidez são associados a períodos de cheias em áreas desflorestadas, resultantes principalmente do escoamento superficial.

No uso do solo para agricultura e pecuária é destacada a exploração excessiva de áreas próximas a rios e lagos, promovendo o desmatamento de bacias hidrográficas e conseqüentemente desenvolvimento de processos erosivos, lixiviação de nutrientes, empobrecimento das pastagens nativas e redução de reservas de água; o uso indiscriminado de pesticidas e fertilizantes, ocasionando a

eutrofização (REBOUÇAS, BRAGA e TUNDISI, 2006). Ou seja, alterações físicas, químicas e biológicas ocorrem na qualidade da água.

Quando a ocupação do solo, em áreas de bacia, ocorre pela urbanização, os efeitos estão relacionados a água escoada pelas chuvas, levando poluição aos corpos receptores. O processo é iniciado pelo arraste de poluentes atmosféricos pela chuva, e posteriormente, o escoamento superficial carrega os materiais dispostos sobre a superfície da área urbana até os rios (CASTRO, 2007). Aqui novamente é citada a interação dos três compartimentos, ar, água e solo.

Várias alterações podem ser percebidas, provocando mudanças no ciclo hidrológico (qualidade e quantidade), inundações em áreas desprovidas de sistema de drenagem urbana adequada, com seus impactos sociais, econômicos e ambientais (CASTRO, 2007). Pode ocorrer ainda falta de coleta ou lançamento de esgoto *in natura* nos corpos d'água utilizados para abastecimento, ausência de coleta de lixo, deposição inadequada de resíduos, e grande desperdício de água (REBOUÇAS, BRAGA e TUNDISI, 2006).

Em estudo realizado pela SANEPAR em 2010, citado por GOMES (2011), foi caracterizada a bacia hidrográfica da represa de Alagados. O estudo aponta que 40% de sua área é utilizada para agricultura, enquanto 20% da região é ocupada por floresta em estágio avançado, 5% por florestas em estágio inicial e 22% da área é destinada a pastagens e campos, remetendo à pecuária local. O restante, cerca de 13% da bacia, é constituída por mata ciliar. As regiões ao centro e na cabeceira da bacia apresentam uma boa cobertura de mata ciliar ao redor dos córregos de água, assim como a noroeste da bacia. Existem, porém, algumas regiões de corpos hídricos que estão com carência de mata ciliar ou outras irregularidades, como ocupação urbana das margens (SANEPAR, 2010). A maior parte da bacia hidrográfica de Alagados é utilizada em atividades agrícolas, predominando o sistema de plantio direto (NUCLEAN, 2002).

Em pesquisa realizada por MORO e colaboradores (2005) utilizando fotografias aéreas verticais para verificar alterações de uso e ocupação da terra nas áreas de preservação permanente na represa, entre 1980 e 2001, houve um crescimento na área de edificações em 2,4 ha e um aumento considerável na área agrícola em 55,7 ha ou 322,4%.

Na bacia de Alagados existem casas construídas ilegalmente na margem do reservatório e um intenso uso agrícola da região. A necessidade de gerenciamento

aflora devido a intervenção inapropriada, desorganizada e sem critérios de planejamento adequados. Isso intensifica a deterioração da qualidade da água através da erosão das margens, assoreamento e poluição.

2.5 PARÂMETROS DE ANÁLISE DE ÁGUA

Os parâmetros físico-químicos e níveis de nutrientes na água são fatores determinantes para conhecimento do nível trófico de um ambiente.

2.5.1 Potencial Hidrogeniônico – pH

O pH é um parâmetro importante em muitos estudos no campo de saneamento ambiental, tanto em medidas de amostras de águas, como solos e sedimentos. Pode influenciar em diversos equilíbrios químicos, precipitando ou solubilizando nutrientes e/ou elementos metálicos (REPULA, 2006).

Representa a medida da atividade de íons H^+ , tomando como base o seu logaritmo negativo. As variações de pH modificam o estado químico de várias substâncias importantes para as algas, como dióxido de carbono, fosfato, amônio, ferro e metais traço. Esse parâmetro também interfere diretamente no metabolismo das algas, pois juntamente com outros fatores, atua na permeabilidade da membrana, no transporte iônico e na velocidade das reações enzimáticas.

Normalmente, o pH da água doce é mantido próximo ao neutro (7), através do tamponamento baseado numa concentração de dióxido de carbono. Quando ocorre a floração, o sistema tamponante demora mais para atingir o equilíbrio, o que resulta em um aumento de acidez ou alcalinidade da água (ANDREOLI e CARNEIRO, 2005). As restrições de faixas de pH são estabelecidas para as diversas classes de águas naturais, de acordo com a legislação. Os critérios de proteção à vida aquática fixam o pH entre 6 e 9.

Nas ETAs são várias as unidades cujo controle envolve as determinações de pH. As etapas de coagulação e floculação são dependentes desse parâmetro; existe uma condição denominada “pH ótimo” de floculação que corresponde à situação em que as partículas coloidais apresentam menor quantidade de carga eletrostática superficial. Outro processo dependente do pH é a desinfecção pelo cloro. Em meio ácido, a dissociação do ácido hipocloroso formando hipoclorito é

menor, sendo o processo mais eficiente. O pH da água tratada deve ser controlado, pois a distribuição da água é afetada, águas ácidas são corrosivas, ao passo que as alcalinas são incrustantes.

O pH é um parâmetro de potabilidade, devendo a água para abastecimento público apresentar valores entre 6,0 e 9,0 de acordo com a Portaria 2.914/11 do Ministério da Saúde.

2.5.2 Temperatura

O efeito da temperatura está diretamente ligado à estratificação térmica que pode ocorrer na represa, pois quando ocorrem diferenças de temperatura na coluna d'água, são estabelecidas barreiras físicas devido à diferença de densidade. Caso o vento não contenha energia suficiente para quebrar essa barreira, o calor não se distribui, criando condições de estabilidade térmica e formando três camadas:

- a) Epilímnio: camada uniforme e quente formada na região superior da coluna d'água;
- b) Hipolímnio: porção inferior mais fria e densa;
- c) Metalímnio: camada intermediária.

Dependendo do tempo de estratificação, os nutrientes podem ser esgotados no epilímnio, favorecendo um processo de migração de espécies (ESTEVES, 1998).

Elevações da temperatura aumentam a cinética das reações químicas e biológicas, diminuem a solubilidade dos gases, como do oxigênio dissolvido, aumentando assim a taxa de transferência dos gases (VON SPERLING, 1996). A remoção da cobertura vegetal aumenta a entrada de radiação solar e pode promover aumento de temperatura em rios e represas (BRUNELLA, 2011).

2.5.3 Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica é a expressão numérica da capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica. Depende das concentrações iônicas e da temperatura. Indica a quantidade de sais existentes na coluna d'água e, portanto, representa uma medida indireta da concentração de poluentes. Em geral, níveis superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indicam ambientes impactados.

Esse parâmetro também fornece um indicativo das modificações na composição de uma água, especialmente na sua concentração mineral, mas não fornece nenhuma indicação das quantidades relativas dos vários componentes.

A condutividade elétrica da maioria das águas doces está entre 10 e 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Contudo, pode exceder 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, especialmente em águas poluídas ou naquelas que recebem grandes quantidades de escoamento superficial de solo, pois a condutividade aumenta à medida que sólidos dissolvidos são adicionados (CETESB, 2014).

2.5.4 Turbidez

A turbidez de uma amostra de água é o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la, esta redução dá-se por absorção e espalhamento, uma vez que as partículas que provocam turbidez nas águas são maiores que o comprimento de onda da luz branca, devido à presença de sólidos em suspensão, tais como, partículas inorgânicas, areia, silte, argila, e de detritos orgânicos, algas e bactérias, plâncton em geral (VON SPERLING, 1996).

A erosão das margens dos rios em estações chuvosas é um exemplo de fenômeno que resulta em acréscimo de turbidez, exigindo manobras operacionais nas ETAs, como alterações nas dosagens de coagulantes e produtos auxiliares. A erosão pode resultar do mau uso do solo que impede a fixação da vegetação. Esse exemplo mostra a relação entre os três compartimentos ambientais: água; ar e solo, e a transferência de material de um ambiente para outro.

Efluentes industriais e domésticos também provocam elevações na turbidez das águas. Um exemplo ocorre em consequência das atividades de mineração, onde os aumentos excessivos de turbidez têm provocado formação de grandes bancos de lodo em rios e alterações no ecossistema aquático.

Alta turbidez reduz a fotossíntese de vegetação enraizada submersa e de algas. Essa redução de plantas pode suprimir a quantidade de peixes. Portanto, a turbidez pode influenciar nas comunidades biológicas aquáticas. Além disso, afeta adversamente os usos doméstico, industrial e recreacional da água (CETESB, 2014).

O valor de turbidez em um rio pode variar de 1 a 1.000 NTU conforme a cobertura vegetal e a estação do ano. Para a água distribuída a população, o valor

de turbidez não deve ultrapassar 5,0 NTU, conforme exige a Portaria 2.914/11 do MS.

2.5.5 Transparência

A medida da penetração vertical da luz solar na coluna d'água, obtida com uso do disco de Secchi é denominada de transparência do disco de Secchi.

Sua avaliação é feita através de um disco branco com quadrantes pintados em preto e possui diâmetro de 20 a 30 cm. Para obter um valor numérico, o disco é mergulhado na água, à sombra, sendo a profundidade visualizável a olho nu inversamente proporcional à quantidade de compostos orgânicos e inorgânicos presentes no caminho óptico.

A partir da medida do disco de Secchi, é possível estimar a profundidade da zona fótica, ou seja, a profundidade de penetração vertical da luz solar na coluna d'água, que indica o nível da atividade fotossintética de lagos ou reservatórios (CETESB, 2014).

A transparência da água é afetada basicamente por dois fatores: algas e material em suspensão. Outros fatores que podem afetar a leitura da profundidade do disco de Secchi são: a cor da água, os ventos fortes, as ondas, a nebulosidade, a pesca de arrasto, as hélices dos barcos (nas águas rasas) e até a visão do operador (ESTEVES, 1998).

2.5.6 Oxigênio Dissolvido – OD

O oxigênio dissolvido é de essencial importância para os organismos aeróbios. Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios, podendo vir a causar redução na concentração no meio. Dependendo da magnitude deste fenômeno, podem vir a morrer diversos seres aquáticos, inclusive os peixes (VON SPERLING, 1996). Estudos citados por Castro (2007) mostram que as cargas de DBO são maiores em regiões de pastagens do que em regiões com florestas.

As principais fontes de oxigênio dissolvido são a atmosfera e a fotossíntese, enquanto as principais perdas são o consumo pela decomposição de matéria

orgânica (oxidação), perdas atmosféricas, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos como ferro e manganês.

O oxigênio atmosférico dissolve-se nas águas naturais devido à diferença de pressão parcial. Esse mecanismo é regido pela Lei de Henry, a qual define que o aumento da temperatura ou diminuição da pressão resulta em uma redução da solubilidade do oxigênio. A 25°C e 1 atm a quantidade máxima de oxigênio dissolvida será de 8 mg/L, já a 0°C à mesma pressão, a concentração é de 14,6 mg/L (ESTEVES, 1998).

A taxa de introdução de oxigênio atmosférico nas águas depende das características hidráulicas e é proporcional à velocidade, sendo que a taxa de aeração superficial em uma cascata é maior do que a de um rio de velocidade normal, que por sua vez apresenta taxa superior à de uma represa, com a velocidade normalmente bastante baixa. A fotossíntese das algas é outra fonte importante de oxigênio nas águas. Este fenômeno ocorre em maior proporção em águas eutrofizadas.

Águas poluídas são aquelas que apresentam baixa concentração de oxigênio dissolvido, devido ao seu consumo na decomposição de compostos orgânicos, enquanto que as águas limpas apresentam concentrações de oxigênio dissolvido elevadas, chegando a valores um pouco abaixo da concentração de saturação. Os níveis de oxigênio dissolvido também indicam a capacidade de um corpo d'água natural manter a vida aquática. Segundo o CONAMA 357, para águas de classe II a concentração de oxigênio dissolvido não pode ser inferior a 5 mg/L. Concentrações abaixo de 5 mg/L podem afetar o funcionamento e sobrevivência de comunidades biológicas e abaixo de 2 mg/L podem levar à morte muitos peixes (ESTEVES, 1998).

2.5.7 Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO

A DBO determina indiretamente a concentração de matéria orgânica biodegradável através da demanda de oxigênio exercida por microrganismos através da respiração (VON SPERLING, 1996). É uma medida que procura retratar em laboratório o fenômeno que acontece no corpo d'água. Normalmente é considerada como a quantidade de oxigênio consumido durante um determinado período de tempo, numa temperatura de incubação específica. Um período de tempo de cinco

dias, numa temperatura de incubação de 20°C, é frequentemente usado e referido como $DBO_{5,20}$.

Os maiores aumentos de DBO num corpo d'água são provocados por despejos de origem predominantemente orgânica. A presença de um alto teor de matéria orgânica pode induzir ao completo esgotamento do oxigênio na água, provocando a diminuição de peixes e outras formas de vida aquática (CETESB, 2014).

2.5.8 Demanda Química de Oxigênio – DQO

A DQO determina a quantidade de oxigênio necessária para oxidação da matéria orgânica através de um agente químico (dicromato de potássio). A DQO é muito útil quando utilizada em conjunto com a $DBO_{5,20}$ para observar a biodegradabilidade de despejos. Sabe-se que o poder de oxidação do dicromato de potássio é maior do que o que resulta mediante a ação de microrganismos. Desta forma, os resultados da DQO de uma amostra são superiores aos de $DBO_{5,20}$. Como na $DBO_{5,20}$ é medida apenas a fração biodegradável, quanto mais este valor se aproximar da DQO significa que mais biodegradável será a amostra. Uma vantagem perante a DBO é que na DQO o teste é realizado em um prazo menor.

O aumento da concentração de DQO num corpo d'água deve-se principalmente a despejos de origem industrial (SANEPAR, 2013; CETESB, 2014).

2.5.9 Fósforo Total – P_T e Fósforo Reativo – P_R

O fósforo é um nutriente essencial para a manutenção da vida das plantas e animais, na forma de íons fosfato e hidrogenofosfato. É encontrado em moléculas de DNA, ATP e ADP, e em membranas de célula lipídica (fosfolípidios). O fósforo é ainda fundamental para tecidos como ossos e dentes. Este elemento é, também, considerado um nutriente limitante para a produção primária das células fitoplanctônicas dos sistemas aquáticos e tem sido considerado como principal responsável pela eutrofização artificial em águas continentais (MARINS, PAULA FILHO e ROCHA, 2007).

O fósforo presente ou emitido para os sistemas hídricos por fontes naturais ou antrópicas pode ser de origem orgânica ou inorgânica (BAIRD, 2002). Ao serem

carreados aos rios, os materiais fosfatados podem permanecer em meio aquoso ou serem depositados nos sedimentos. Essas diferentes formas de deposição irão descrever, de forma integrada, os processos antrópicos que influenciam as bacias hidrográficas e, possivelmente, processos naturais que caracterizam, por exemplo, a hidrogeoquímica local, visto que interfere nos processos biogeoquímicos predominantes e na sedimentação de materiais (MARINS, PAULA FILHO e ROCHA, 2007).

Os esgotos sanitários no Brasil apresentam, tipicamente, concentração de fósforo total na faixa de 6 a 10 mgP/L, não exercendo efeito limitante sobre os tratamentos biológicos. Ainda por ser nutriente para processos biológicos, o excesso de fósforo em esgotos sanitários e efluentes industriais conduz a processos de eutrofização das águas naturais (CETESB, 2014).

2.5.10 Nitrogênio Total, Nitrogênio Amônia, Nitrito e Nitrato

O ciclo do nitrogênio é um dos processos mais importantes para os seres vivos. Embora o gás seja relativamente inerte, bactérias no solo são capazes de fixar o nitrogênio na forma de fertilizantes para as plantas. Animais que as ingerem, incorporam o nitrogênio como componente de proteínas. O ciclo se completa quando outras bactérias convertem os compostos de nitrogênio usados em gás deste elemento.

Quando existe alta concentração de nitrogênio em lagos e represas, a resposta é um intenso florescimento de vida, aumentando o número de peixes e plantas. Mas isso rapidamente se transforma em uma espécie de câncer do nitrogênio, pois as águas se turvam e algas se proliferam causando o processo de eutrofização (VON SPERLING, 1996).

Das várias formas de nitrogênio, o nitrogênio amônia (forma mais reduzida), nitrito, nitrato (forma mais oxidada), e nitrogênio total são as formas de mais fácil assimilação e maiores concentrações detectadas em sistemas aquáticos. Nos processos bioquímicos de conversão do nitrogênio amônia a nitrito e destes a nitrato, implica no consumo de oxigênio dissolvido do meio, o que pode afetar a vida aquática (VON SPERLING, 1996).

É possível associar a idade da poluição com relação as formas de nitrogênio encontradas em uma amostra de água. Ou seja, se uma amostra for coletada de um

rio poluído e as análises demonstrarem predominância das formas reduzidas significa que a fonte de poluição se encontra próxima. Se prevalecer nitrito e nitrato, ao contrário, significa que as descargas de efluentes se encontram distantes (CETESB, 2014).

Pela legislação federal em vigor, o nitrogênio amoniacal é padrão de classificação das águas naturais e padrão de emissão de esgotos. A amônia é um composto tóxico bastante restritivo à vida dos peixes, sendo que muitas espécies não suportam concentrações acima de 5 mg/L. Além disso, a amônia provoca consumo de oxigênio dissolvido das águas naturais ao ser oxidada biologicamente.

Os nitratos são tóxicos, causando uma doença chamada metahemoglobinemia infantil, que leva a morte de crianças, pois o nitrato é reduzido a nitrito na corrente sanguínea, competindo com o oxigênio, tornando o sangue azul. Por isso, o valor máximo permitido pela Portaria 2.914/11 para nitrato é 10,0 mg/L.

2.5.11 *Escherichia coli*

As bactérias do grupo coliforme são consideradas as principais indicadoras de contaminação fecal. Esse grupo é formado por um número de bactérias que inclui os gêneros *Klebsiella*, *Escherichia*, *Serratia*, *Erwenia* e *Enterobactéria*. Todas as bactérias coliformes são gram-negativas manchadas, de hastes não esporuladas que estão associadas com as fezes de animais homeotermos (de sangue quente) e com o solo.

Cerca de 95% dos coliformes existentes nas fezes humanas e de outros animais são *E. coli*. Dentre as bactérias de habitat fecal, dentro do grupo dos coliformes fecais, *E. coli* é a mais conhecida e mais facilmente diferenciada dos membros não fecais. Todos os demais membros do grupo têm uma associação duvidosa com a contaminação fecal e *E. coli*, embora também possa ser introduzida a partir de fontes não fecais, é o melhor indicador de contaminação fecal conhecido até o momento. Por esse motivo, as tendências atuais se direcionam no sentido de detecção específica de *E. coli*, com o desenvolvimento de diversos métodos que permitem a enumeração rápida dessa espécie diretamente (CETESB, 2014).

Existem quatro sorotipos de *Escherichia coli* patogênicas, causadoras de diarreias, e todas elas podem ser transmitidas pela água contaminada (SANEPAR, 2013). A determinação da concentração dos coliformes assume importância como

parâmetro indicador da possibilidade da existência de microorganismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica, tais como, febre tifóide, febre paratifóide, desintéria bacilar e cólera.

2.5.12 Índice pluviométrico

A pluviometria ou índice pluviométrico tem papel importante no estudo da eutrofização, pois a análise temporal de um corpo aquático natural, como uma represa, pode apresentar grandes flutuações de medidas durante todo o período de estudo. Este é um índice que pode auxiliar muito, e no caso da eutrofização, seus efeitos precisam ser cuidadosamente analisados, visto que podem influenciar tanto o aumento quanto a redução de nutrientes envolvidos no processo (SOSNOVSKY e QUIRÓS, 2006).

Em estudo sobre entradas de fósforo e nitrogênio, Luo e colaboradores (2007) discutiram a interferência pluviométrica contribuindo para a eutrofização em regiões industrializadas.

2.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA

2.6.1 Índice de Qualidade de Água – IQA

Não existe um indicador de qualidade de água único e padronizável para qualquer sistema hídrico. Uma forma de avaliar objetivamente estas variações é a combinação de parâmetros com diferentes pesos, em índices que os reflitam conjuntamente em uma distribuição amostral no espaço e no tempo (TOLEDO e NICOLELLA, 2002). Como é o caso do índice de qualidade da água (IQA) que vem sendo largamente usado em monitoramento.

O IQA foi desenvolvido pela National Sanitation Foundation (NSF) dos Estados Unidos da América e é uma espécie de nota atribuída à qualidade da água, podendo variar entre 0 e 100. A criação do IQA se baseou numa pesquisa de opinião feita entre 142 especialistas, os quais indicaram os parâmetros que deveriam ser medidos, bem como sua importância relativa. Dos trinta e cinco parâmetros indicados inicialmente, nove foram selecionados: Oxigênio Dissolvido (OD); Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO); Coliformes Termotolerantes;

Temperatura; Potencial Hidrogeniônico (pH); Nitrogênio Total; Fósforo Total; Sólidos Totais (ou Resíduos Totais) e Turbidez. Para esses nove parâmetros, cada profissional elaborou uma curva que fornece uma “nota” entre 0 e 100, dependendo da concentração do parâmetro (DIAGNÓSTICO BHT, 2009).

Diversos outros índices foram desenvolvidos com base em características físico-químicas da água ou a partir de indicadores biológicos, cabendo ajustes nos pesos e parâmetros para adequação à realidade regional. Usualmente, estes IQAs são baseados em poucas variáveis, cuja definição deve refletir as alterações potenciais ou efetivas, naturais ou antrópicas, que ela sofre (TOLEDO e NICOLELLA, 2002).

A análise estatística proposta para avaliar a tendência temporal de um determinado conjunto de dados ambientais torna-se relevante aos órgãos de controle ambiental, às autoridades e empresas, pois diante dos resultados é possível adotar providências quanto à emissão de poluentes antes que os limites máximos sejam atingidos, bem como estabelecer diretrizes de planejamento e monitoramento ambiental.

2.6.2 Análise de Componentes Principais – PCA

Como na avaliação da qualidade das águas é levada em consideração uma série de parâmetros de análises aplicados a um grande número de amostras, colhidas em estações e períodos diferentes, a obtenção de grande volume de informações é um fato corrente, assim como as dificuldades encontradas na sua interpretação.

Em geral, a interpretação desses dados é realizada de maneira univariada, ou estudando-se correlações entre, no máximo, duas ou três variáveis. Por se tratar de sistemas naturais em que as variáveis costumam interagir fortemente, esta aproximação univariada é inadequada para uma correta interpretação dos resultados, o que dificulta a avaliação no espaço e no decorrer do tempo sobre as principais fontes de poluição pontuais e difusas (ZIMMERMANN, 2008).

A PCA é uma ferramenta de compressão, que possibilita explicar a discrepância de um grande número de variáveis correlacionadas. Indica também as associações entre variáveis reduzindo, assim, a dimensão do conjunto de dados, facilitando a sua visualização em um menor número de dimensões.

Na análise de componentes principais, o agrupamento das amostras define a estrutura dos dados através de gráficos de *loadings* e *escores* cujos eixos são componentes principais (PCs) nos quais os dados são projetados. Os *escores* fornecem a composição das PCs em relação às amostras, enquanto os *loadings* fornecem essa mesma composição em relação às variáveis. Como as PCs são ortogonais, é possível examinar as relações entre amostras e variáveis através dos gráficos dos *loadings* e dos *escores*. O estudo conjunto de *loadings* e *escores* ainda permite estimar a influência de cada variável em cada amostra (SANTOS, SANTOS, e OLIVEIRA, 2008).

Em geral, espera-se que um menor número de PCs possa explicar a maior parte da variância dos dados originais, conservando a maioria das informações estatísticas úteis presentes nos dados originais.

2.6.3 Análise Hierárquica de Agrupamentos – HCA

A análise hierárquica de agrupamentos consiste no tratamento matemático de cada amostra como um ponto no espaço multidimensional descrito pelas variáveis escolhidas. Nesta técnica, também é possível tratar cada variável como um ponto no espaço multidimensional descrito pelas amostras, ou seja, é possível ter agrupamento de amostras ou de variáveis de acordo com o objetivo de cada situação (MOITA NETO, 2004).

Quando uma determinada amostra é tomada como um ponto no espaço das variáveis, é possível calcular a distância deste ponto a todos os outros pontos, constituindo-se assim uma matriz que descreve a proximidade entre todas as amostras estudadas. Baseada nesta matriz de proximidade entre as amostras é construído um diagrama de similaridade denominado dendrograma, também chamado de gráfico em árvore. Esta representação gráfica é uma síntese de grande utilidade para a classificação, comparação e discussão dos agrupamentos, apontando possíveis similaridades entre as amostras e correlações entre as variáveis (MOITA NETO, 2004; VICINI e SOUZA, 2005).

2.7 BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TIBAGI

A Bacia Hidrográfica do rio Tibagi (BHT) está localizada na Região Hidrográfica do Paraná. De acordo com a Resolução CERH/PR nº 49 de 20 de dezembro de 2006, o estado do Paraná está dividido em 16 bacias hidrográficas, sendo que a BHT equivale a 13% de seu território. Esta bacia limita-se ao sul com a bacia do rio Iguaçu, a leste com as bacias dos rios Cinzas e Itararé, a sudeste com a bacia do rio Ribeira, a oeste com a bacia do rio Ivaí, a noroeste com a bacia do rio Pirapó e ao norte com as bacias denominadas Paranapanema II e Paranapanema III.

A Figura 6 destaca a BHT e suas divisões em alto, médio e baixo Tibagi, cujos limites geográficos são 22° 30' e 25° 30' de latitude Sul (S) e 49° 30' e 51° 30' de longitude Oeste (W).



Figura 6: Localização geográfica da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil, com suas subdivisões em AT: Alto Tibagi, MT: Médio Tibagi e BT: Baixo Tibagi.
Fonte: VIANI e VIEIRA, 2007.

De acordo com o Regimento Interno do Comitê da Bacia Hidrográfica do rio Tibagi de 07 de agosto de 2002, a BHT possui uma área total de 24.711 km² e está definida da seguinte forma: das cabeceiras do rio Tibagi, nos municípios de Palmeira e Ponta Grossa, até sua foz, nos municípios de Primeiro de Maio e Sertaneja, junto ao Rio Paranapanema. Essa unidade de gestão de recursos hídricos envolve, total ou parcialmente, 53 municípios (DIAGNÓSTICO BHT, 2009), dos quais Ponta Grossa, Castro e Carambeí estão incluídos, compreendendo a área de estudo na represa de Alagados.

Em relação à geomorfologia, o estado do Paraná tem um relevo singular, sendo bastante escalonado. Sua região mais baixa encontra-se na Planície Litorânea, logo após na sua porção mais alta, é observada a Serra do Mar, seguindo

rumo a oeste encontra-se o Primeiro Planalto Paranaense, a Escarpa Devoniana, o Segundo Planalto Paranaense, a Serra Geral e o Terceiro Planalto Paranaense ou Planalto de Guarapuava. Como a porção mais alta localiza-se na Serra do Mar, o relevo apresenta um desnível topográfico em direção ao rio Paraná, e por este motivo os principais rios paranaenses correm em direção ao interior.

Conforme a classificação de Köppen, a região apresenta clima Subtropical Úmido (Mesotérmico) Cfb, com temperatura média do mês mais frio inferior a 18°C e temperatura do mês mais quente inferior a 22°C, não existindo estação seca definida. Segundo Pilatti (2002), o período mais seco contempla os meses de junho/julho/agosto, com total médio de 250 a 350 mm de precipitação, e o período mais chuvoso contempla dezembro/janeiro/fevereiro, com total médio de 500 a 600 mm. O total anual de precipitação oscila entre 1.400 e 1.600 mm (IAPAR, 2014).

2.7.1 Rio Pitangui

O rio Pitangui, do tupi guarani “rio das águas vermelhas”, nasce no primeiro planalto paranaense e segue rumo a oeste, transpondo a Escarpa Devoniana acompanhando a topografia do estado.

Como os principais rios paranaenses, o rio Pitangui é mais antigo que as formas do relevo atual, e durante seu percurso atravessa um degrau topográfico, a Escarpa Devoniana, e em alguns trechos podemos observar gargantas profundas e estreitas, com formação de *canyons*, corredeiras e trechos menos caudalosos (PILATTI, 2002).

A importância do rio Pitangui pode ser observada sob diversos aspectos, dentre eles, a imensa variedade de espécies de plantas e animais encontrados no rio, fonte de lazer e potencial turístico em alguns trechos. A contribuição no abastecimento de água para o município de Ponta Grossa torna o rio Pitangui (Figura 7) parte relevante no estudo em questão. Sendo o rio de uso multifuncional, faz com que o entendimento do correto uso da água e de seu entorno seja fundamental para que seu aproveitamento ocorra de forma equilibrada e sustentável.

Muitas pessoas, principalmente pescadores, relatam momentos memoráveis no Pitangui. Como o rio faz parte do cotidiano de muita gente, a sua preservação torna-se valiosa para o futuro das comunidades locais.



Figura 7: Rio Pitangui, 2013.

Além do rio Pitangui, destacam-se os rios Jotuba e Catanduva como os principais tributários da represa de Alagados, responsável pelo abastecimento de água de Ponta Grossa. É de suma importância que estes rios estejam em condições adequadas para fornecer uma água de boa qualidade, pois uma água comprometida gera maiores necessidades de produtos químicos e tecnologia para o tratamento, o que onera os custos, além de promover riscos à saúde humana e aos animais que dela se servem.

2.7.2 Represa de Alagados

Alagados é a designação utilizada para nomear a área inundada pelo represamento das águas do rio foi Pitangui, por ocasião da construção de uma barragem em 1929, com a finalidade de produzir energia elétrica, aproveitando o desnível existente na entrada do rio no segundo planalto (LANGE, 1998). Com a formação do lago, ocorreu uma mudança na paisagem, dotando a região de uma grande beleza.

A represa de Alagados (Figura 8) está localizada na bacia hidrográfica do rio Tibagi, considerada uma das maiores em importância econômica, física e hidrológica do Brasil. Está inserida na região dos Campos Gerais no quadrante sudeste do Estado do Paraná. É limitada pelas coordenadas geográficas 24° 52' a 25° 05' de

latitude S e 49° 46' a 50° 06' de longitude W de Greenwich, e pelas coordenadas UTM 592.000 a 624.000 e 7.226.300 a 7.249.800, abrangendo parte dos municípios de Ponta Grossa, Castro e Carambeí. Está localizada a 20 km do centro de Ponta Grossa.



Figura 8: Represa de Alagados, 2014.

A formação do lago artificial despertou o interesse para a ocupação de suas margens nas décadas de 40 e 50. Em 1972, a Companhia Paranaense de Energia (COPEL) assumiu a geração de energia elétrica, e logo após, em 1977 cedeu a instalação de captação para abastecimento de água de Ponta Grossa à Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR). A represa passou a abastecer a cidade de Ponta Grossa, sendo responsável por aproximadamente 40% do abastecimento de água da cidade (LANGE, 1998). Embora não sendo responsável pelo total do volume consumido no município, tem forte influência, pois o restante da água é captada diretamente no rio Pitangui a jusante da barragem, o que faz com que qualquer alteração na água da represa influencie a qualidade de toda a água consumida na cidade. Além de abastecer a cidade, a barragem também favorece o represamento d'água para produzir energia elétrica na Usina São Jorge.

A área de lâmina de água da represa de Alagados é de 7,31 km², e a área de drenagem, de 520 km². Sua extensão é da ordem de 12 a 15 km. As irregularidades do relevo e a sinuosidade das margens determinam larguras que variam de 200 a 800 m, chegando a uma profundidade máxima de 14 m e acumulando cerca de 27,7 milhões de m³ de água. Apresenta vazão máxima de 13

m³/s e mínima de 6 m³/s. O enchimento do reservatório ocorreu em 1945 e o volume total de água do reservatório é de 29.000.000 m³. Uma particularidade nessa represa é a presença de grandes troncos de árvores mortas, que permanecem na área e comprometem a navegação durante os períodos de seca, quando o nível da coluna d'água torna-se mais baixo (GOULART, 2001; DIAGNÓSTICO BHT, 2009).

A região está situada em uma área de transição entre o Primeiro Planalto, onde a vegetação pertence à zona fitoecológica Ombrófila Mista Montana, e o Segundo Planalto, onde é encontrada a Estepe Gramíneo-Lenhosa (PILATTI, 2002). A bacia de Alagados abrange em sua maioria o Primeiro Planalto Paranaense, tendo apenas como Segundo Planalto sua borda leste, caracterizada por um relevo que varia de suavemente ondulado a morro, onde as maiores alturas chegam a mais de 200 m. A vegetação marginal é constituída basicamente de gramíneas, utilizadas em grande parte para pastagem, e capões de mata arredondados de *Araucária angustifolia*, característica dos Campos Gerais (NUCLEAN, 2002).

No entorno da represa são realizadas várias atividades como agrícola, pecuária e até mesmo reflorestamento com plantas exóticas *Pinus* spp e *Eucalyptus* spp. A bacia hidrográfica é seccionada em uma extensão de 20,4 km, por uma ferrovia sob responsabilidade da América Latina Logística (ALL), chegando em alguns pontos a menos de 20 m da represa e passando sobre aterros construídos dentro da mesma, constituindo um sério risco em caso de acidente (PILATTI, 2002).

A agropecuária realizada na bacia inclui os cultivos de soja, milho, feijão, trigo, cevada, aveia, e sorgo, além da criação de gado leiteiro, suínos, ovelhas e aves (NUCLEAN, 2002). A região é caracterizada pela utilização de insumos agrícolas modernos, como adubação química, sementes melhoradas, agrotóxicos, máquinas e pulverização aérea. Porém, as instalações físicas para o desenvolvimento dessas atividades, muitas vezes não estão adequadas à legislação ambiental vigente, podendo comprometer a qualidade da água do reservatório.

Também são registradas várias áreas com exploração de minérios como saibreira, cascalheira e pedreira em atividade ou desativadas no entorno do represa, muitas vezes com processos erosivos acentuados resultando considerável assoreamento no leito dos rios e do lago (NUCLEAN, 2002).

Além do intenso uso agropecuário, na década de 90 houve uma ocupação desordenada das margens da represa (Figura 9), a qual conta com mais de 150 construções residenciais, considerando somente a orla sul do reservatório,

pertencente ao município de Ponta Grossa (GOULART, 2001). Com a construção de casas e a fundação do Ponta Grossa late Clube a represa, que possuía finalidade inicial de geração de energia e fornecimento de água, passou a ser utilizada para atividades diversas, tais como, lazer e recreação, balneário, pesca, natação e prática de ski aquático e passeios de barcos a motor, lanchas e, mesmo desprovida de qualquer infraestrutura básica é frequente a presença de acampamentos em sua orla (NUCLEAN, 2002; BUENO, 2010).



Figura 9: Represa de Alagados e sua ocupação, 2014.

Esse levantamento deu início a estudos que conduziram à criação do Grupo Gestor Alagados em 2004, formado por SANEPAR, COPEL, UEPG, Secretarias do Meio Ambiente e Agricultura, IAPAR, EMATER, Polícia Militar e Ambiental, Força Verde, Defesa Civil, Corpo de Bombeiros, ALL, Perdigão, Ponta Grossa late Clube e Associação de Moradores do Alagados, tendo como principal objetivo reduzir os impactos no reservatório e, conseqüentemente melhorar a qualidade da água do manancial (ANEP, 2012).

Hoje o uso de embarcações destinadas a esportes aquáticos e acionadas por combustão de hidrocarboneto, inclusive *jet ski* é proibido nos termos da Lei Estadual Nº 17048 de 2012 e do Decreto 2539 de 2011. A represa de Alagados é de uso prioritário para a geração de energia e captação de água para abastecimento público (ANEP, 2012).

Segundo o IAP (2004), o reservatório de Alagados é classificado como reservatório de Classe III, ou seja, moderadamente degradado, por apresentar um déficit considerável de oxigênio dissolvido na coluna d'água, médio aporte de nutrientes e matéria orgânica, tendência moderada à eutrofização e tempo de residência da água de 34,1 dias.

Foram registradas florações eventuais de cianobactérias no reservatório de Alagados desde 1980, porém as florações se tornaram mais intensas e frequentes a partir de 2002, sendo registrada a presença de cianotoxinas. Em consequência, a pesca e banho na represa foram proibidos em 2006 pela Portaria IAP nº 29 para resguardar a saúde pública (BUSATO, 2009).

Tendo como impactos negativos a construção irregular das casas de veraneio às margens da represa, aumento da pecuária nas proximidades da barragem e aumento da área agrícola cultivada, essas magnitudes devem ter contribuído significativamente para o aumento da eutrofização na represa nos últimos anos, resultando inclusive na floração de cianobactérias potencialmente tóxicas (BUENO, 2010).

2.8 SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA DE PONTA GROSSA

Um sistema de abastecimento de água (SAA) é a solução coletiva para o abastecimento de água de uma comunidade. Caracteriza-se pela retirada de água da natureza, adequação de sua qualidade, transporte até os aglomerados humanos e fornecimento à população em quantidade compatível com suas necessidades, ou seja, o SAA representa o conjunto de obras, equipamentos e serviços destinados ao abastecimento de água potável de uma comunidade para fins de consumo doméstico, serviços públicos, consumo industrial e outros usos, de acordo com a Portaria 2.914/11.

O sistema de abastecimento público da cidade de Ponta Grossa – PR é constituído por duas captações de água superficial, sendo uma delas situada na represa de Alagados que supre em torno de 40% da demanda total de água, e outra captação a jusante, no rio Pitanguí que é o principal tributário e efluente da represa.

O Consórcio Intermunicipal para Proteção do Rio Tibagi (Copati), o Comitê da Bacia do rio Tibagi e o Grupo Gestor do Alagados são organizações que implementam ações de proteção na bacia. O órgão responsável pelo monitoramento

da qualidade da água dos mananciais subterrâneos e superficiais é o Instituto das Águas do Paraná (ÁguasParaná).

Dentre as diversas unidades que incluem o SAA, o tratamento é uma etapa crucial, pois tem como objetivo a melhoria das características qualitativas da água, dos pontos de vista físico, químico, microbiológico e organoléptico, a fim de que se torne apropriada para o consumo humano. Os objetivos das principais etapas de tratamento de água estão expostos no Quadro 6.

Processo	Objetivo
Coagulação	Desestabilizar partículas do meio aquoso por adição de produtos químicos que aumentam sua agregação por adequação das forças elétricas superficiais e anulação das forças repulsivas.
Floculação	Aglomerar as impurezas, que se encontram em suspensão, ou estado coloidal e dissolvidas, em partículas maiores para que se possa remover por decantação ou filtração.
Decantação	Precipitar os flocos formados da água.
Filtração	Separar os microorganismos e as partículas suspensas e coloidais residuais da fase aquosa.
Fluoretação	Proteger os dentes do desenvolvimento da doença cárie por formação de hidroxiapatita fluoretada, principalmente em fase de desenvolvimento.
Desinfecção	Eliminar e impedir o desenvolvimento organismos patogênicos, como vírus, bactérias, vermes e protozoários.

Quadro 6: Objetivo das operações do processo de tratamento de água.

Fonte: Adaptado de SANEPAR, 2013b.

A água a ser utilizada para abastecimento público deve: atender aos padrões de qualidade exigidos pelo Ministério da Saúde e aceitos internacionalmente; prevenir o aparecimento de doenças de veiculação hídrica, protegendo a saúde da população; prevenir o aparecimento de cárie dentária nas crianças, através da fluoretação; tornar a água adequada a serviços domésticos e proteger o SAA, principalmente tubulações e órgãos acessórios da rede de distribuição, dos efeitos danosos da corrosão e da deposição de partículas no interior das tubulações (MOTA, 1995).

Em Ponta Grossa, existem duas captações de água: Alagados e Pitangui. Na década de 70, foi implantada a ETA Alagados, com a tecnologia de filtração direta ascendente. Devido o aumento da demanda, na década de 80, foi construída junto à ETA Alagados, a ETA Pitangui, que utiliza tratamento em ciclo completo. Porém com as implicações na qualidade da água bruta da represa de Alagados, como o aumento gradativo das florações de algas em determinadas épocas do ano, que reflete diretamente na água bruta do rio Pitangui, iniciou-se um estudo sobre a

possibilidade de mudanças nas duas ETAs (VUITIK, MALKOWSKI e WIECHETECK, 2010).

Em 13 de março de 2009, foi inaugurado o Sistema de Clarificação de Água Estabilizada com Microareia, tecnologia desenvolvida pela Veolia Water, conhecida como Actiflo®. Hoje, os três sistemas de tratamento compõem uma única ETA, que pode ser operada de modo prático e funcional, direcionando-se os fluxos entre cada uma das unidades. Segue Tabela 5 com dados operacionais das duas captações.

Tabela 5: Vazões e tempo de bombeamento outorgados e captados no SAA de Ponta Grossa.

Manancial	Vazão outorgada (m³/h)	Tempo de bombeamento outorgado (h/dia)	Vazão captada (m³/h)	Tempo de bombeamento captado (h/dia)
Rio Pitangui	1.899,40	24	1.920,16	23,48
Represa de Alagados	1.440,00	9	1.011,08	22,37
Total	3.339,40		2.931,24	

Fonte: SANEPAR, 2010.

A captação no rio Pitangui possui vazão outorgada para 1.899,40 m³/h e tempo de bombeamento de 24 h/dia. Foi solicitado junto ao órgão responsável, Instituto das Águas do Paraná, a alteração para vazão de 2.900,00 m³/h em 24 h/dia. A captação na represa de Alagados possui vazão outorgada para 1.440,00 m³/h e tempo de bombeamento de 9,4 h/dia, com solicitação para alteração do tempo de bombeamento para 24 h/dia.

A unidade de tratamento designada ETA Pitangui é um módulo que emprega tratamento convencional, também denominado de ciclo completo, sendo o sistema mais disseminado no Brasil para o tratamento de água. Está operando desde outubro de 1985. Utiliza as etapas de coagulação, floculação, decantação, filtração, desinfecção, fluoretação e quando necessário, correção final do pH, conforme demonstra a Figura 10.

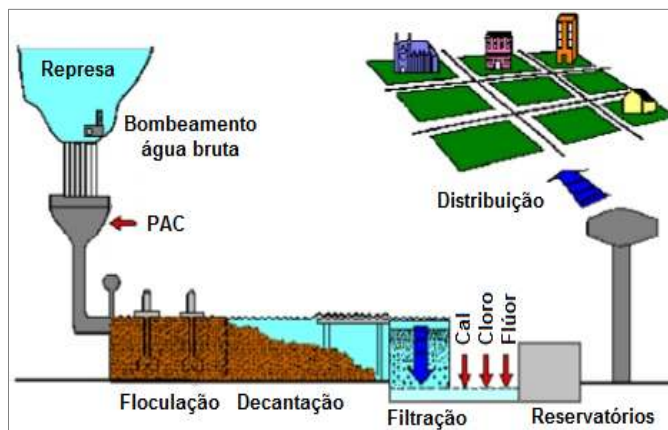


Figura 10: Ilustração de uma ETA convencional.

Fonte: adaptado de SANEPAR, 2013b.

PAC: Policloreto de Alumínio (coagulante).

O tratamento na ETA Pitangui é realizado da seguinte forma: a água *in natura* chega à estação na unidade de mistura rápida, a calha Parshall; neste ponto é dosado o coagulante (PAC ou sulfato de alumínio) para que ocorra a coagulação; a água segue para os floculadores hidráulicos do tipo chicanas, de escoamento vertical, recebendo na metade do tempo de floculação a adição de polímero catiônico médio fraco como auxiliar de floculação; após, a água floculada segue aos decantadores laminares de alta taxa, compostos por placas planas e paralelas inclinadas, de onde, por calhas dentadas se coleta a água decantada, a qual é encaminhada às seis unidades filtrantes, com filtração descendente em leito filtrante composto por antracito e areia (filtro de camada dupla), com 29 m² de área filtrante cada; se necessário, ocorre a correção de pH com hidróxido de cálcio líquido em suspensão e, na fase final do processo, desinfecção com cloro e fluoretação a partir de ácido fluossilícico.

A unidade de tratamento nomeada ETA Actiflo[®], assim designada devido ao seu processo de decantação de alto desempenho com baixa área de cobertura. Actiflo[®] é um processo compacto que funciona com microareia (*Actisand*) como semente para formação de flocos. *Actisand* proporciona uma área de superfície que realça a floculação e também age como lastro ou peso para auxiliar a decantação rápida. Os flocos de microareia com lastro mostram características exclusivas de decantação, as quais permitem projetos de clarificadores com altíssimas taxas de descarga e tempos de retenção curtos.

Com o uso da tecnologia de clarificação estabilizada com microareia, a água passa pelas etapas de coagulação, floculação, maturação dos flocos e decantação,

da mesma forma que no tratamento em ciclo completo, porém todo o processo se dá com velocidade excepcionalmente maior. Esses projetos resultam em área de cobertura até 20 vezes menor que os sistemas de clarificação convencionais. Essa tecnologia foi desenvolvida e patenteada exclusivamente pela Veolia Water Solutions & Technologies (VEOLIA, 2014). A Figura 11 demonstra o esquema de funcionamento de um clarificador Actiflo®.

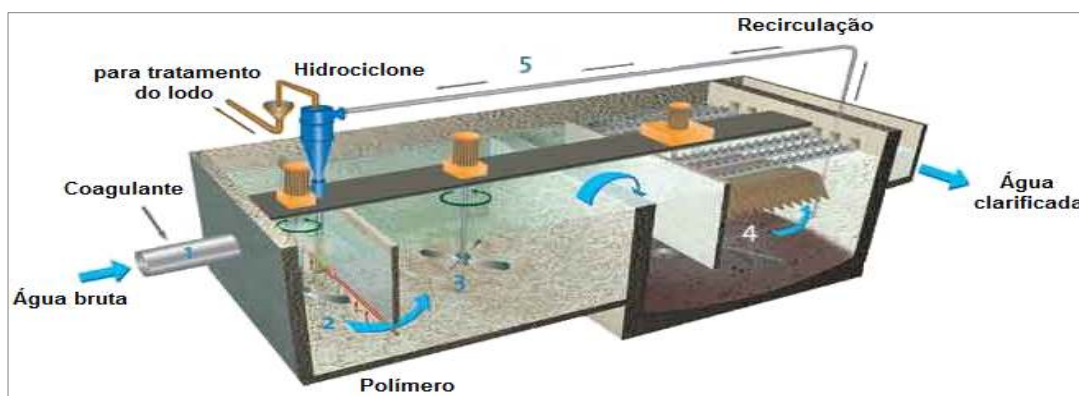


Figura 11: Ilustração de um clarificador compacto Actiflo®.
Fonte: adaptado de VEOLIA, 2014.

O tratamento na ETA Actiflo® é realizado da seguinte forma: a água *in natura* chega à estação na unidade de mistura rápida, a calha Parshal, onde é adicionado o coagulante; a água passa em seguida por duas câmaras, com capacidade para 92 m³, acionadas cada uma por um agitador mecânico, com potência de 7,5 CV, que funciona com rotação constante de 30 rpm, responsável por gerar um gradiente de velocidade da ordem de 142 s^{-1} . Na primeira câmara não há nenhum incremento ao processo, existe apenas uma agitação para que ocorra contato entre as impurezas presentes na água bruta e as espécies hidrolisadas do coagulante, iniciando a floculação. Já na segunda câmara, há a injeção da microareia, composta por partículas de tamanho aproximado entre 80 e 120 μm , com massa específica próxima a $1,70 \text{ g/cm}^3$ e, há também, a possibilidade de se dosar nesse ponto, o polímero catiônico como auxiliar de floculação, tanto na entrada quanto na saída desta unidade. Após esse processo inicial de adesão da microareia aos flocos pré-formados, a água segue para uma terceira câmara, em série com as anteriores, e capacidade para 274 m³, que traz ao processo um tempo maior para a aglomeração dos flocos, ocasionada principalmente pela ação do polímero e microareia. Existe nesta terceira câmara dois agitadores mecânicos, iguais entre si, com 7,5 CV de potência, que funcionam com rotação ajustáveis entre 20 e 27 rpm, que geram

gradientes de velocidade de 80 à 94 s⁻¹. Na terceira câmara há outros dois pontos de dosagem do polímero, no início e na metade deste processo (conferindo ao sistema maior flexibilidade operacional). Existe também, um dispositivo de controle que orienta o fluxo e regulariza a vazão de entrada da água floculada no decantador. Para a etapa de decantação, a água é submetida a uma câmara com capacidade de 184 m³, composta por dutos de perfis prismáticos inclinados, de seção hexagonal, sendo este um decantador de alta taxa. Por fim, a água decantada é coletada na superfície do decantador e encaminhada para a filtração (DE JULIO *et al.*, 2010).

Após passar pelo clarificador Actiflo[®] a água é filtrada através de um conjunto de oito unidades de filtros russo ou filtros de fluxo ascendente, com 25 m² de área filtrante cada. Esses filtros são semelhantes aos filtros rápidos, porém funcionando em sentido inverso, ou seja, a filtração ocorre no sentido do material filtrante mais grosso para o mais fino, sem a necessidade do emprego de materiais heterogêneos e sem a ocorrência de interfaces (SANEPAR, 2013b).

Como diferenciais nesse sistema, devem ser citados o funcionamento de 2 equipamentos essenciais ao sistema, o raspador mecanizado de lodo no decantador e o hidrociclone. O raspador de lodo funciona muito próximo do fundo da câmara de decantação e, através dele, o lodo gerado pelo processo é enviado para o hidrociclone. Ao chegar ao hidrociclone, a microareia é separada das impurezas, devido à geração de uma força centrífuga, devolvendo-a ao sistema, no mesmo ponto onde está instalado o equipamento, ou seja, na segunda das três câmaras em série para floculação (DE JULIO *et al.*, 2010).

Também na água tratada pela ETA Actiflo[®] são inseridos produtos de desinfecção, fluoretação e quando necessário, correção do pH.

Ambos as unidades de tratamento têm a possibilidade da adição de carvão ativado em pó, com tempos de contato variáveis, podendo dosá-lo na captação, ou ainda, nos últimos metros da linha de adução.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 AMOSTRAGEM

A SANEPAR monitora mensalmente a bacia de Alagados. Os pontos de amostragem estão localizados nos principais tributários, rio Pitangui, rio Jotuba, e no reservatório. A Figura 12 apresenta o mapa da Bacia Hidrográfica do Manancial de Alagados. Por meio do Grupo Gestor do Alagados foram escolhidos 12 pontos de amostragem na bacia (Figura 13).

Para realizar esse estudo, foram utilizados dados de 12 coletas mensais em 10 pontos de amostragem ao longo dos principais tributários, rio Jotuba (J2 e J4), rio Pitangui (P1, P2, P3 e P4) e na represa (R1, R2, R3 e R4), conforme localização mostrada na Figura 13. As coletas ocorreram no período de agosto de 2013 a agosto de 2014; não foi realizada coleta no mês de dezembro devido às férias coletivas e nos meses de fevereiro, abril e maio não foi possível a navegação devido ao período de estiagem que resultou no baixo nível da represa.

As coletas na represa foram realizadas com o auxílio de barco a motor, e a amostragem nos principais tributários ocorreu com auxílio de um automóvel, percorrendo um trajeto de aproximadamente 100 km, desde as nascentes até o represamento. Tanto o transporte, como técnicos e custos com as análises foram patrocinados pela SANEPAR. Esse monitoramento é conhecido como Projeto Alagados e ocorre desde 2008.

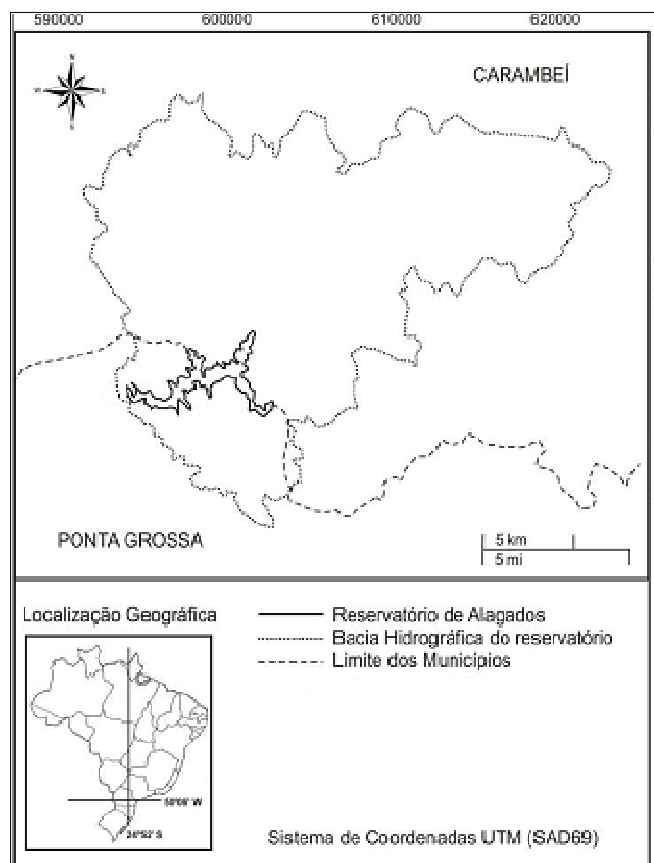


Figura 12: Mapa de localização do reservatório de Alagados em Ponta Grossa-PR.
Fonte: Adaptado de WOJCIECHOWSKI, 2013.

As coletas foram programadas para a última semana de cada mês, e realizadas no intervalo das 09h 30min às 15h, simultaneamente de barco e automóvel. Amostras de água foram coletadas na superfície d'água nos pontos, conforme localização da Figura 13 e Quadro 7. As amostras identificadas foram acondicionadas em caixas térmicas e transportadas até o laboratório da SANEPAR para realização das análises. Nos 10 pontos de coleta superficiais foram determinadas: temperatura da água; pH; turbidez; nitrogênio amoniacal; nitrito; nitrato; condutividade; fósforo total; fósforo reativo; oxigênio dissolvido; demanda bioquímica de oxigênio; demanda química de oxigênio e *Escherichia coli*. No ponto R4 também foram coletadas amostras de profundidade (3 metros) e leite da represa, com auxílio de uma garrafa Van Dorn. Neste ponto da represa (R4) e no ponto R1 (junção dos rios Pitangui e Jotuba) foi verificado o Índice de Qualidade de Água (IQA), com determinação dos parâmetros: contagem de cianobactérias; transparência; oxigênio dissolvido; demanda química de oxigênio; nitrogênio total; fósforo total; *Escherichia coli*; turbidez e sólidos dissolvidos.

As contagens de cianobactérias possuem frequência semanal e são

realizadas no ponto de captação da represa de Alagados. Também foram utilizados os dados de temperatura do ar, medida pluviométrica, insolação e nível da represa.

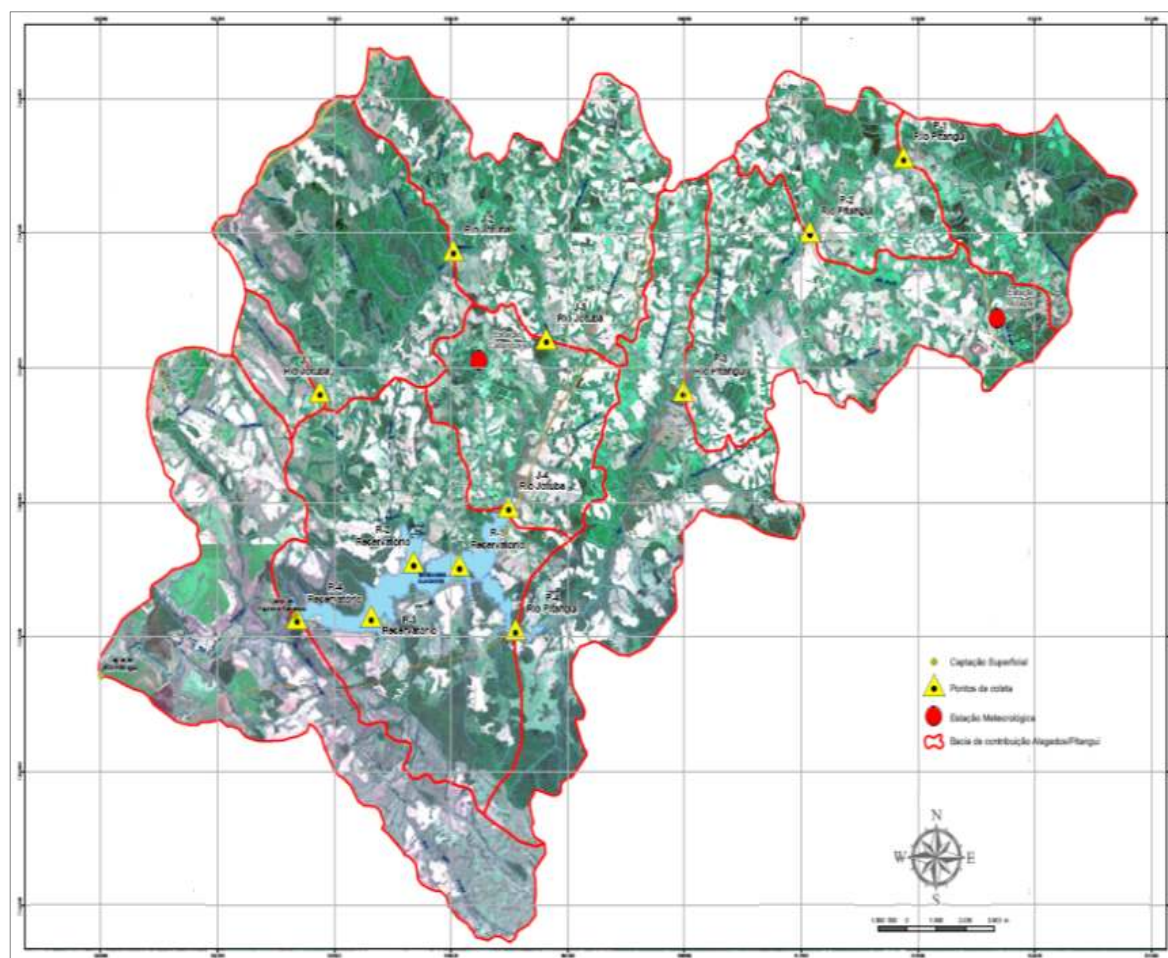


Figura 13: Área de monitoramento da Bacia de Alagados.
Fonte: adaptado de SANEPAR, 2010.

As determinações de cianotoxinas: saxitoxinas e microcistinas ocorreram conforme exigência da legislação vigente. De acordo com a Portaria 2.914 do Ministério da Saúde “Quando a contagem de cianobactérias exceder a 20.000 células/mL será exigida, além da contagem de cianobactérias semanal, as análises de cianotoxinas” (BRASIL, 2011).

Identificação do Ponto de Coleta	Coordenada UTM
J1 (rio Jotuba)	595.516
	7.239.381
J2 (rio Jotuba)	600.098
	7.243.544
J3 (rio Jotuba)	603.337
	7.240.814
J4 (rio Jotuba)	602.023
	7.235.872
P1 (rio Pitangui)	615.531
	7.427.225
P2 (rio Pitangui)	612.342
	7.244.032
P3 (rio Pitangui)	607.974
	7.239.228
P4 (rio Pitangui)	602.387
	7.232.205
R1 (represa Alagados)	600.259
	7.234.083
R2 (represa Alagados)	598.691
	7.234.167
R3 (represa Alagados)	597.288
	7.232.545
R4 (represa Alagados)	594.721
	7.232.517

Quadro 7: Localização dos pontos de coletas através de coordenadas UTM.
 Fonte: adaptado de GOMES, 2011.

3.2 MÉTODOS E INSTRUMENTAÇÃO

Os métodos utilizados, desde a coleta até os resultados finais das análises, seguiram os procedimentos descritos no Sistema Normativo da SANEPAR. As Instruções de Trabalho de Laboratório (IT/LAB) são baseadas nas Normas Nacionais, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005) e Organização Mundial da Saúde. Os laboratórios possuem programas de qualidade e certificados ISO. As determinações físico-químicas, microbiológicas, hidrobiológicas e de cianotoxinas foram determinadas nas amostras da bacia da represa de Alagados sem replicata. A descrição completa dos procedimentos de

análises foi disposta no Anexo.

3.2.1 Temperatura

A temperatura do ar e a temperatura da água foram medidas com termômetro digital (tipo espeto) Incoterm no momento da coleta e à sombra.

3.2.2 Determinação de Potencial Hidrogeniônico – pH

Foi determinado pela estimativa da atividade dos íons H^+ na amostras de água *in natura*. A leitura foi efetuada utilizando um pHmetro da marca Digimed modelo DM-22, calibrado com as soluções tampão pH 7,0 e 4,0 Vetec.

3.2.3 Determinação de Condutividade Elétrica

Foi utilizado um medidor de condutividade multiparâmetro da marca Akso, modelo AK 151, previamente calibrado com solução padrão de 50 $\mu S/cm$, precisão $\pm 0,25$.

3.2.4 Determinação de Turbidez

Foi realizada por meio do método Nefelométrico. Foi utilizado um turbidímetro da marca Hach modelo 2100Q calibrado.

3.2.5 Determinação de Transparência

Foi realizada com o uso de um disco de Secchi. O disco foi mergulhado na água, à sombra, e a medida do comprimento da corda foi anotada quando a placa não estivesse mais visível. Para obter a determinação da transparência o valor da profundidade foi multiplicado por 2, fator este relacionado com a penetração da luz solar na coluna d'água (SANEPAR, 2013a).

3.2.6 Determinação de Sólidos Totais Dissolvidos

A metodologia para determinar a fração de sólidos totais dissolvidos foi a secagem a 180°C. A balança analítica utilizada era da marca Sartorius, modelo BP 201S e precisão de 0,0001 g.

3.2.7 Determinação de Oxigênio Dissolvido – OD

O método de eletrodo de membrana foi utilizado para determinação do oxigênio dissolvido nas amostras estudadas. Esse método é baseado na taxa de difusão do oxigênio através da membrana. O oxímetro utilizado foi Digimed modelo DM4, previamente calibrado e ajustado as condições de pressão atmosférica do local de análise. Após a verificação, as amostras foram colocadas sobre um agitador magnético, para que um ímã realizasse a homogeneização. A célula foi inserida nos frascos contendo as amostras e foram obtidos as concentrações de oxigênio dissolvido expressos em mgO₂/L.

3.2.8 Determinação da Demanda Química de Oxigênio – DQO

Foi determinada por meio do método colorimétrico em refluxo fechado. O tubo de digestão utilizado foi de 16 x 100 mm e o comprimento de onda de 420 nm. Foi utilizado kit da marca Hach. As leituras foram realizadas utilizando um espectrofotômetro Pharo 100 Merck.

3.2.9 Determinação da Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO

Foi utilizada a técnica de DBO₅, realizada através dos métodos de diluição e incubação. Quando fosse necessário, o resultado da DQO foi utilizado como guia na seleção das diluições para a determinação de DBO. Após o preparo da diluição e transferência da amostra ao frasco de DBO, foi medida as concentrações de oxigênio dissolvido no início e no final de um período de incubação de cinco dias, a uma temperatura padronizada de 20 ± 1°C. A diferença entre as concentrações de oxigênio dissolvido forneceu o valor da DBO, expresso em mg/L. É admitido que nessas condições 80% da matéria orgânica carbonácea já esteja mineralizada. Esse

é um indicador estimativo, já que fatores como turbulência, aeração, insolação e outros, não são considerados.

3.2.10 Determinação de Fósforo Total – P_T

O método utilizado foi o colorimétrico empregando-se cloreto estanoso. As leituras foram realizadas no equipamento espectrofotômetro modelo Pharo 100 da marca Merck. Os resultados foram expressos em mg/L de fósforo total.

3.2.11 Determinação de Fósforo Reativo – P_R

O método utilizado foi o colorimétrico empregando-se cloreto estanoso. O procedimento de análise seguiu a mesma metodologia para o parâmetro fósforo total, com único diferencial que as amostras não foram levadas à chapa de aquecimento.

3.2.12 Determinação de Nitrogênio Amoniacal

Foi determinado através do método de destilação e titulação Kjeldahl. Uma bureta automática da marca Methron, modelo 776 Dosimat foi usada para a titulação.

3.2.13 Determinação de Nitrito

Foi realizado por meio do método colorimétrico empregando sulfanilamida e N-(1-naftil) etilenodiamina. As leituras foram realizadas no equipamento espectrofotômetro DR 5000 Hach, previamente calibrado. Os resultados foram expressos em mg/L de nitrito.

3.2.14 Determinação de Nitrato

Foi utilizado o método espectrofotométrico/UV. As leituras foram realizadas no equipamento espectrofotômetro modelo DR 5000 da marca Hach. Os resultados foram expressos em mg/L de nitrato.

3.2.15 Determinação de Nitrogênio Total – N_T

Foi utilizado o método colorimétrico com uso de um kit da marca Merck. As leituras foram realizadas no equipamento espectrofotômetro Pharo 100 Merck. Os resultados foram expressos em mg/L de nitrogênio total.

3.2.16 Determinação de *Escherichia coli*

A quantificação de *E. coli* foi realizada através do método enzimático utilizando Colilert®. Foi utilizada a cartela Quanti-Tray/2000 (WQT 2K para contagem de 1 a 2.420 NMP). Foi realizada a contagem do número de cavidades que apresentaram coloração amarela e fluorescência. Com auxílio da tabela NMP foi obtido o resultado de *E. coli* expressos em NMP/100mL.

3.2.17 Índice Pluviométrico

Para acompanhar a pluviometria diária, foi colocado na margem da represa, no local de captação de água, um pluviômetro de marca Incoterm. Técnicos da SANEPAR monitoraram diariamente em milímetros lineares, a quantidades de líquidos. Para análise e discussão dos resultados finais, foram considerados também os dados fornecidos oficialmente pelo Sistema de Informações Hidrológicas (SIH) do Instituto das Águas do Paraná (ÁGUASPARANÁ), obtidos nas estações mais próximas da área de estudo.

3.2.18 Insolação

As informações referentes à insolação sobre a Bacia Hidrográfica do Manancial de Alagados foram obtidas diretamente do site do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), o qual disponibiliza as resultados para todas as regiões do Brasil. Os dados foram coletados na estação mais próxima da área de estudo.

3.2.19 Contagem de Cianobactérias

A contagem de cianobactérias na represa de Alagados foi realizada com frequência semanal ou mensal, baseadas na Portaria 2.914/11 do Ministério da Saúde. A Portaria define que a frequência de contagem depende da densidade de cianobactérias no manancial de abastecimento público. Quando a densidade for superior a 10.000 células/mL a contagem é semanal, quando for inferior ou igual a 10.000 células/mL a contagem possui frequência mensal (BRASIL, 2011).

O ponto de monitoramento de contagem de cianobactérias na represa de Alagados é mostrado na Figura 14, denominado como R4.



Figura 14: Ponto de coleta R4 para contagem de cianobactérias na represa de Alagados.
Fonte: Google Maps, 2014.

A análise qualitativa e quantitativa das populações de cianobactérias foi realizada em microscópio óptico binocular Olympus CK, utilizando o método de Utermöhl e a concentração foi calculada em número de células por mL (céls/mL).

3.2.20 Determinação de Cianotoxinas

As determinações das concentrações de saxitoxinas e microcistinas na represa de Alagados foram realizadas no ponto R4, com frequência semanal, conforme exigência da Portaria 2.914/11 do Ministério da Saúde. A Portaria define que o controle de cianotoxinas depende da densidade de cianobactérias no manancial de abastecimento público. Quando a densidade for superior a 20.000

células/mL deve ser monitorada a concentração de cianotoxinas semanalmente (BRASIL, 2011).

A quantificação das cianotoxinas foi realizada pelo método ELISA (Enzyme-linked immuno sorbent assay). Esse método é muito específico, onde uma enzima reage com um substrato incolor para produzir um produto colorido. Um anticorpo específico reconhece um antígeno alvo e ocorre uma ligação covalente. Se o antígeno estiver presente, o complexo anticorpo-enzima é ligado a ele e a enzima catalisa a reação, então, a presença de produto colorido indica a presença de antígeno (SANEPAR, 2014a).

3.2.20.1 Determinação de Saxitoxinas

Foi utilizado um kit ELISA da marca Abraxis. As leituras foram realizadas em um aparelho QUICK ELISA em comprimento de onda 450 nm. Os resultados foram expressos diretamente em ug/L de saxitoxinas totais.

3.2.20.2 Determinação de Microcistinas

Foi utilizado um kit ELISA da marca Beacon. As leituras foram realizadas em um aparelho QUICK ELISA em comprimento de onda 450 nm. Os resultados foram expressos diretamente em ug/L de microcistinas.

3.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Para melhor compreensão dos resultados foram utilizados neste trabalho ferramentas matemáticas como o Índice de Qualidade de Água, Análise de Componentes Principais e Análise Hierárquica de Agrupamentos devido ao grande número de dados ambientais. A análise estatística é de suma importância aos órgãos de controle ambiental, às autoridades e empresas, pois diante dos resultados é possível adotar providências, bem como estabelecer diretrizes de planejamento e monitoramento ambiental.

3.3.1 Índice de Qualidade de Água – IQA

O índice utilizado neste trabalho diferencia-se do NSF em alguns parâmetros. Por exemplo, no índice americano o nitrogênio é representado pelo nitrato, nesse trabalho foi considerado o nitrogênio total, e esta mudança foi realizada para abranger melhor a contaminação por esgoto doméstico já que o nitrogênio orgânico e amoniacal são indicadores de poluição urbana (ZIMMERMANN, 2008). Pequenas adaptações no IQA, como por exemplo esta citada para o parâmetro nitrogênio, foram realizadas para as condições específicas da Sanepar (SANEPAR, 2013a).

Dada a natureza distinta dos mananciais foram utilizados dois índices; um para rios (IQA_{ri}), e outro para o reservatório (IQA_{re}). O IQA tem um valor entre 1-100, com quatro classes de qualidade, e as faixas adotadas estão apresentadas no Quadro 8.

Ponderação	Classificação
$90 \leq IQA \leq 100$	Ótimo
$70 \leq IQA < 90$	Bom
$50 \leq IQA < 70$	Regular
$IQA < 50$	Ruim

Quadro 8: Relação entre a ponderação e a categoria de qualidade da água.
Fonte: SANEPAR, 2013a.

Cada parâmetro recebe uma nota “q” entre 1-100, dependendo do seu valor analisado e posição nas quatro faixas. Os limites destas faixas foram baseados, sempre que possível, nos padrões das classes 1, 2, 3 e 4 do Conama 357/05, e estão apresentados no Quadro 9. A nota para uma concentração intermediária dentro de uma determinada faixa foi calculada pela Equação 1. Cada parâmetro de análise também recebe um peso “w”, fixo, que indica sua importância relativa, quando comparado com os demais parâmetros. Os parâmetros e seus pesos são listados no Quadro 10.

PARÂMETRO	ÓTIMA (90-100)	BOA (70-90)	REGULAR (50-70)	RUIM (<50)
OD (mg/L)	OD ≥ 6	5 ≤ OD < 6	4 ≤ OD < 5	OD < 4
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	CO ≤ 200	200 < CO ≤ 1.000	1.000 < CO ≤ 4.000	CO > 4.000
Cianobactérias (célis/mL)	C ≤ 10.000	10.000 < C ≤ 20.000	20.000 < C ≤ 50.000	C > 50.000
pH	6,8 ≤ pH ≤ 7,2	6 ≤ pH < 6,8 ou 7,2 < pH ≤ 8,0	5 ≤ pH < 6 ou 8 < pH ≤ 9	pH < 5 ou pH > 9
Transparência (m)	2,5 ≤ S	1,5 ≤ S < 2,5	0,5 ≤ S < 1,5	S < 0,5
DQO (mg/L)	DQO ≤ 6	6 < DQO ≤ 10	10 < DQO ≤ 20	DQO > 20
N _T (mg/L)	N _T ≤ 2	2 < N _T ≤ 5	5 < N _T ≤ 10	N _T > 10
P _T (mg/L)	P _T ≤ 0,10	0,10 < P _T ≤ 0,20	0,20 < P _T ≤ 0,30	P _T > 0,30
STD (mg/L)	STD ≤ 30	30 < STD ≤ 100	100 < STD ≤ 200	STD > 2000
Turbidez (NTU)	T ≤ 40	40 < T ≤ 100	100 < T ≤ 150	T > 150
Tempo de residência (d)	t ≤ 30	30 < t ≤ 120	120 < t ≤ 400	t > 400
Profundidade média (m)	p > 25	15 < p ≤ 25	4 < p ≤ 15	p ≤ 4

Quadro 9: Parâmetros e faixas baseados nos padrões do CONAMA 357 - IQA_{ri} e IQA_{re}.

Fonte: Sanepar, 2013a.

Parâmetro		Peso (w)	
IQA _{ri}	IQA _{re}	IQA _{ri}	IQA _{re}
<i>E. coli</i>	Cianobactérias	0,12	0,20
OD	OD	0,19	0,18
DQO	DQO	0,14	0,12
P _T	P _T	0,12	0,12
pH	Transparência	0,12	0,12
Turbidez	Tempo de residência	0,10	0,10
N _T	N _T	0,12	0,08
STD	Profundidade média	0,09	0,08

Quadro 10: Parâmetros e seus respectivos pesos (w) para obtenção do IQA_{ri} e IQA_{re}.

Fonte: SANEPAR, 2013a.

O IQA_{ri} é calculado como o produto das notas “q” elevadas ao seu peso respectivo “w”.

$$IQA_{ri} = \prod_{i=1}^8 q_i^{w_i} \quad (\text{Equação 1})$$

Os pesos devem observar a seguinte relação: $\sum w_i = 1,0$

O índice para reservatórios, denominado IQA_{re}, foi baseado no índice utilizado pelo IAP, adaptado para as condições específicas da Sanepar (SANEPAR,

2013a). A estrutura matemática é idêntica à do IQA_{ri} (equação 1), alterando apenas os parâmetros e os pesos, relacionados no Quadro 10. A profundidade média e o tempo de residência da água são fixos, e para o reservatório de Alagados os valores são 4 metros e 40 dias, respectivamente (SANEPAR, 2013a).

Os valores de IQA auxiliam no programa de monitoramento das águas indicando de forma resumida as alterações temporal e sazonal dos corpos hídricos (LEITE *et al.*, 2013).

3.3.2 Análise de Componentes Principais – PCA

Para realizar a análise estatística PCA, dados históricos foram utilizados dos 10 pontos de amostragem distribuídos na bacia da represa de Alagados (Figura 13). Foram utilizados resultados das coletas desde março de 2008 a agosto de 2014.

A PCA foi realizada utilizando o software Statistic versão 12 SP3 do Programa de Pós-Graduação de Engenharia de Alimentos, disponível no Departamento de Engenharia Química da Universidade Federal do Paraná. A técnica foi realizada com preprocessamento auto escalar, sem rotação, 10 fatores (para otimização) e nível de probabilidade de 95%.

3.3.3 Análise Hierárquica de Agrupamentos – HCA

Para realizar a análise estatística HCA, dados históricos foram utilizados dos 10 pontos de amostragem. Foram utilizados resultados das coletas desde março de 2008 a agosto de 2014.

A HCA foi realizada utilizando o software Pirouette versão 4.5, disponível no Departamento de Engenharia Química da Universidade Federal do Paraná. A técnica foi realizada com preprocessamento auto escalar, distância euclidiana e método de ligação incremental.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 ANÁLISES DA QUALIDADE DA ÁGUA NOS TRIBUTÁRIOS E NA REPRESA DE ALAGADOS

O monitoramento da qualidade da água na represa de Alagados e seus principais tributários, rios Pitangui e Jotuba, teve por finalidade verificar a contribuição de cada local no aporte de nutrientes e outros parâmetros que poderiam influenciar no processo de floração de cianobactérias na represa.

Para melhor visualização, os resultados das amostras superficiais foram dispostos em períodos sem e com floração de cianobactérias, ou seja, contagem superior a 20.000 céls/mL. O período com floração (CF) se deu entre os meses de fevereiro e junho de 2014. Os demais meses correspondem ao período sem floração (SF). A média desses períodos, no intervalo de tempo de agosto de 2013 a agosto de 2014, é apresentada para cada parâmetro nos 10 pontos de amostragem.

4.1.1 Temperatura do Ar e da Água

Os resultados obtidos para o parâmetro temperatura do ar variaram entre 12 e 33°C. Os menores valores foram encontrados no rio Jotuba (J4) e na represa (R2 e R4), ambos no mês de maio. O rio Pitangui (P1 e P2) obteve o maior valor no mês de dezembro (SF).

Para a temperatura da água, os valores variaram de 12 a 26°C. Os menores resultados ocorreram nos rios Jotuba (P4) e Pitangui (P4) no mês de maio, e o maior resultado ocorreu na represa (R4) em janeiro.

A temperatura é um parâmetro importante, pois influencia nos processos metabólicos dos microrganismos. Desta forma, a temperatura tem um efeito direto nos processos oxidativos de decomposição biológica da matéria orgânica. Portanto quanto maior for a temperatura, maior será a eficiência metabólica, maior será a velocidade dos processos de biodegradação da matéria orgânica e consequentemente maior será o consumo de oxigênio dissolvido na água (ESTEVES,1998; VON SPERLING,1995). A temperatura é influenciada por fatores como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade

(CETESB, 2014), sendo esses últimos dois fatores relacionados com a temperatura da água.

Os valores de temperatura do ar variaram conforme o clima e a estação do ano, sofrendo influência do horário das coletas. Os pontos coletados de barco, na represa, foram realizados entre 09h 30min e 11h 30min, no sentido do ponto R1 ao R4, sendo observado um aumento da temperatura do ar nesse sentido. Já os demais pontos foram coletados entre 09h 30min e 15h, por isso foram encontrados valores mais elevados.

Os resultados de temperatura da água foram mais baixos nos pontos dos rios e mais elevados na represa. Os resultados de maior temperatura da água na represa podem estar relacionados à sua maior lâmina d'água, que absorve mais o calor. Outro fator é que a remoção da cobertura vegetal (mata ciliar) aumenta a entrada de radiação solar e pode promover aumento de temperatura em rios e represas (BRUNELLA, 2011).

A Figura 15 indica a variação das médias mensais nos períodos sem e com floração de cianobactérias.

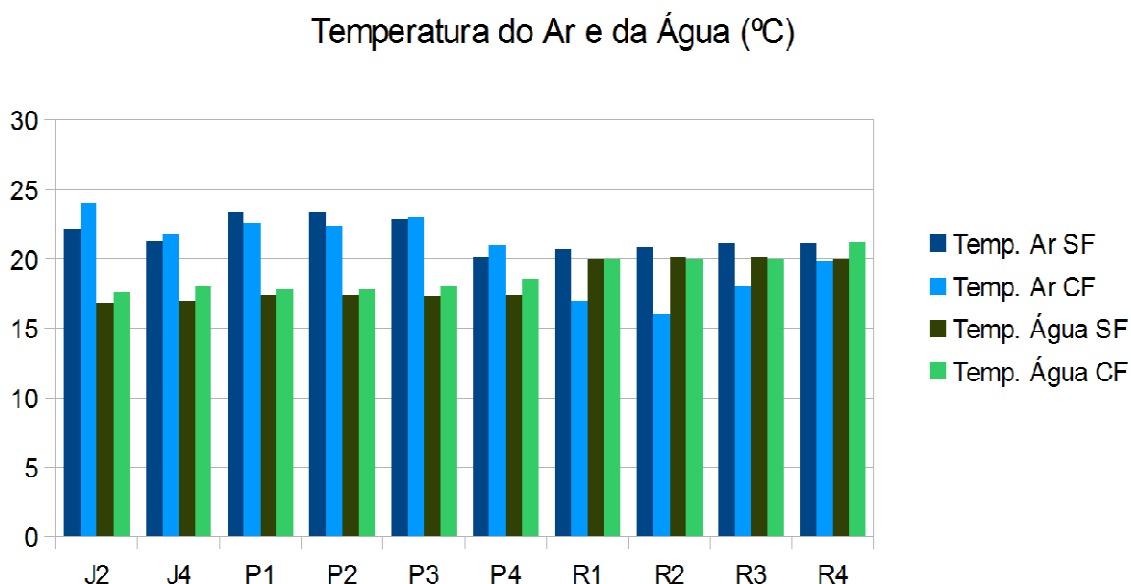


Figura 15: Médias mensais dos parâmetros Temperatura do Ar e Temperatura da Água no período sem floração (SF) e com floração (CF) na Bacia do Manancial Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014.

Por meio do gráfico é possível perceber que a média da temperatura da água nos meses com floração ficou acima dos meses sem floração nos principais tributários, pois os meses de floração compreendem os meses mais quentes. Com

relação à represa, a principal variação observada é a maior média de temperatura no ponto R4 no período de floração.

4.1.2 pH

Os valores do parâmetro pH variaram de 6,4 a 9,1. O menor valor foi encontrado no rio Jotuba (J4), no mês de maio, e o maior valor na represa (R4), no mês de fevereiro (CF). De acordo com a legislação Conama 357, enquadramento classe II, a faixa corresponde a valores entre 6 e 9, com base nos critérios de proteção à vida aquática. A biota em geral está adaptada a pH em torno do neutro, assim quando as variações de pH ficam próximas a 4,5 ou superiores a 8,5 ocorrem restrições à diversidade de espécies. Durante o período de estudo foram encontrados valores fora do padrão exigido pela legislação.

A Figura 16 apresenta os resultados médios dos meses sem floração e com floração de cianobactérias. Através do gráfico é possível perceber valores mais baixos nos tributários e ao chegar ao último ponto de coleta na represa o valor aumenta. Esse parâmetro é importante, pois interfere diretamente no metabolismo das algas, atuando na permeabilidade da membrana, no transporte iônico e na velocidade das reações enzimáticas.

As cianobactérias preferem pH maiores que 7,5 e quando ocorre a floração, é comum ocorrer um aumento da acidez ou da alcalinidade da água (ANDREOLI e CARNEIRO, 2005). O crescimento descontrolado das plantas e o aumento da taxa de respiração afetam a dinâmica química das águas alterando os níveis de oxigênio e dióxido de carbono, interferindo na vida aquática e influenciando o pH das águas (ESTEVES, 1998).

Apenas no ponto R4 o valor médio de pH dos meses com floração ficou acima dos valores sem floração.

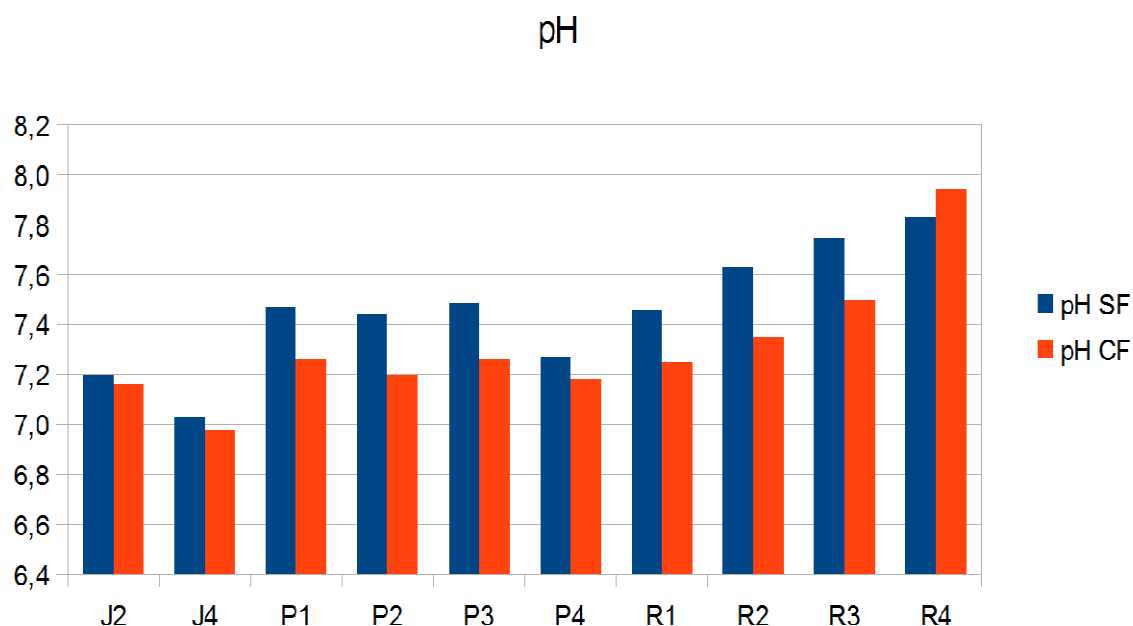


Figura 16: Médias mensais do parâmetro pH no período sem floração (SF) e com floração (CF) na Bacia do Manancial Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014.

4.1.3 Condutividade Elétrica

Os valores para o parâmetro condutividade variaram de 31 a 98 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Os menores valores foram encontrados no rio Jotuba e os maiores no rio Pitangui.

A condutividade elétrica da água constitui uma variável importante nos estudos limnológicos, visto que pode fornecer informações tanto sobre a alternância dos processos de produção e respiração de um sistema aquático, como sobre os fenômenos que ocorrem na bacia de drenagem (ESTEVES, 1998). Dependendo das concentrações iônicas e da temperatura, a condutividade indica a quantidade de sais existentes na coluna d'água e, portanto, representa uma medida indireta da concentração de poluentes. Em geral, níveis superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indicam ambientes impactados (CETESB, 2014).

A região do rio Pitangui sofre com falta de mata ciliar, possuindo áreas altamente agricultadas (EMATER, 2009), que pode ter contribuído com maiores quantidades de escoamento superficial de solo, pois a condutividade aumenta à medida que sólidos dissolvidos são adicionados (CETESB, 2014).

A Figura 17 apresenta as médias mensais de condutividade no período sem e com floração. Como pode ser observado, as médias desse parâmetro são

decrecentes no rio Pitangui, o que sugere uma maior contaminação no ponto P1, e variação por diluição nos demais pontos. As médias de condutividade no rio Jotuba e represa não apresentaram um padrão visível de comportamento. Para todos os pontos de coleta, os valores médios nos meses sem floração foram superiores aos meses com floração.

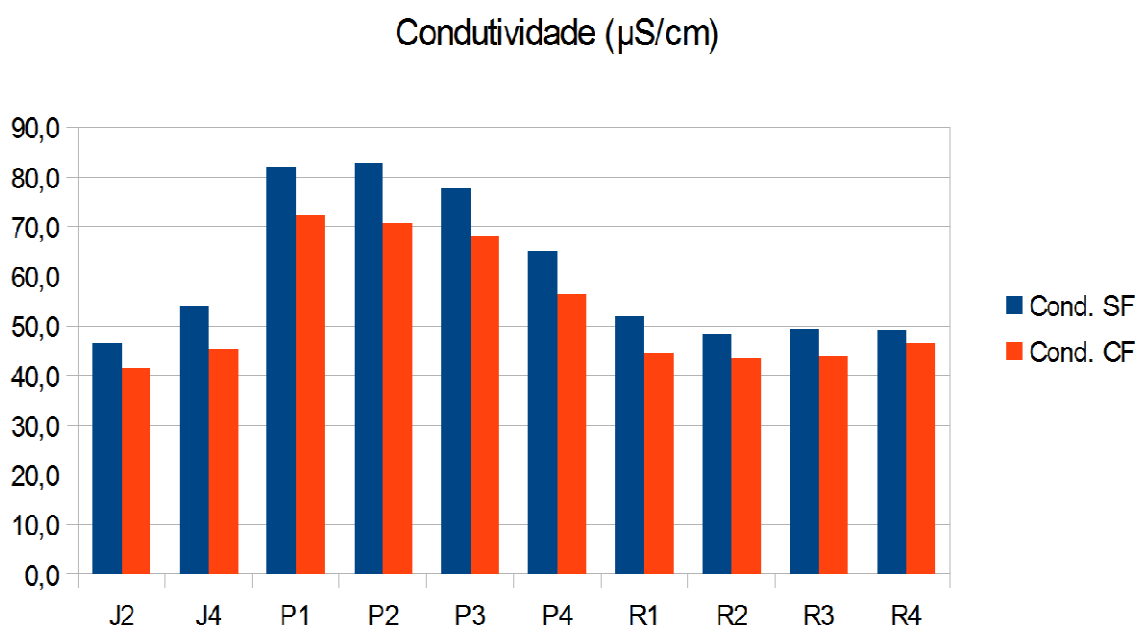


Figura 17: Médias mensais do parâmetro Condutividade no período sem floração (SF) e com floração (CF) na Bacia do Manancial Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014.

4.1.4 Turbidez

Os valores do parâmetro turbidez variaram de 5,1 a 94,6 NTU. O menor valor foi encontrado no rio Jotuba (J2), no mês de agosto de 2013 (SF), e o maior valor no rio Pitangui (P2), em março (CF). De acordo com a legislação Conama 357, enquadramento classe II, o valor máximo permitido para esse parâmetro é 100 NTU. O valor máximo encontrado ficou abaixo do exigido pela legislação.

A turbidez é uma característica resultante da presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas, areia, silte, argila, e de detritos orgânicos, algas e bactérias, plâncton em geral (VON SPERLING, 1996). O aumento da turbidez na água pode comprometer direta ou indiretamente os múltiplos usos de um ecossistema aquático.

A erosão das margens dos rios em estações chuvosas é um exemplo de fenômeno que resulta em acréscimo de turbidez, conforme a cobertura vegetal e a estação do ano. Como a região do rio Pitangui sofre com falta de mata ciliar, possuindo áreas altamente agricultadas (EMATER, 2009), pode ter contribuído para que maiores quantidades de escoamento superficial de solo cheguem ao rio, resultando em maiores valores de turbidez.

A principal variação observada está relacionada com os períodos sem e com floração de cianobactérias, conforme demonstra a Figura 18. Para esse parâmetro, a média de turbidez no intervalo de tempo com floração ficou significativamente maior, na maioria dos pontos amostrados, comparado ao período sem floração. Além da contribuição da floração de cianobactérias, o período coincide com a época chuvosa na região, e apesar de ter chovido menos do que o esperado, eventos chuvosos também podem ter contribuído para o aumento da turbidez.

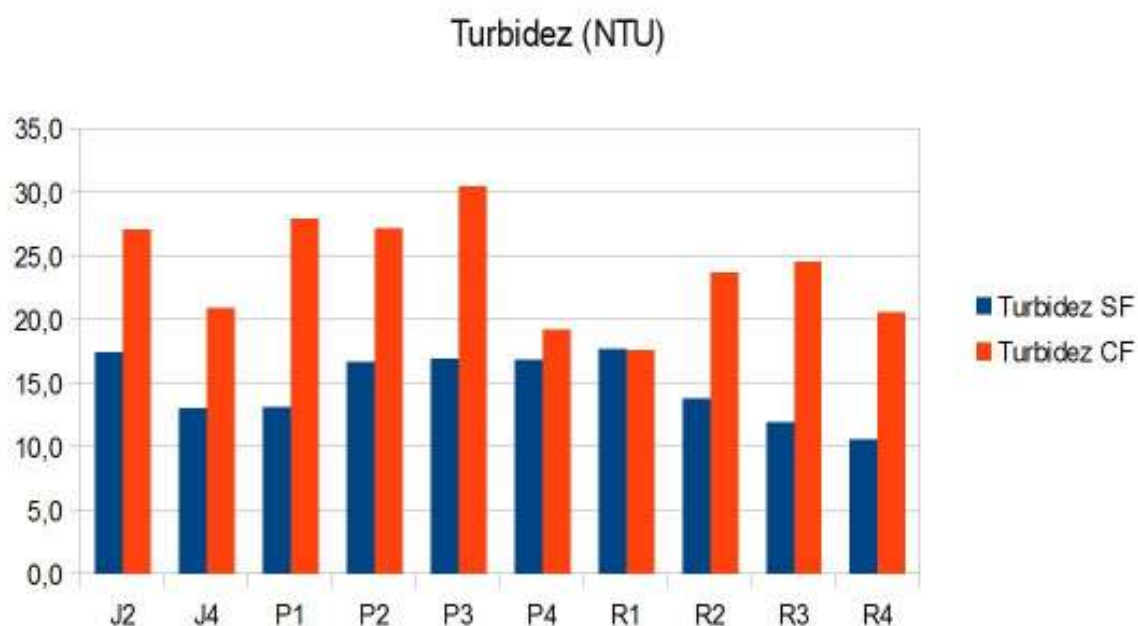


Figura 18: Médias mensais do parâmetro Turbidez no período sem floração (SF) e com floração (CF) na Bacia do Manancial Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014.

A turbidez na represa tende a ser menor devido à menor velocidade de fluxo e sedimentação dos sólidos, porém possivelmente devido à presença de algas, cianobactérias e plâncton em geral, foi observada essa elevação de turbidez no período com floração.

4.1.5 Oxigênio Dissolvido, Demanda Bioquímica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio

Os valores de OD obtidos na área de estudo variaram de 4,2 a 8,5 mg/L. O menor valor foi encontrado no rio Jotuba (J4), no mês de maio (CF), e o maior valor no rio Pitangui (P2), em fevereiro (CF). Para o parâmetro DBO, os resultados variaram de < 3 a 39 mg/L, sendo o maior valor obtido na represa (R2), em outubro. O parâmetro DQO variou de < 5 a 78 mg/L, e o maior resultado foi encontrado na represa (R2), também no mês de outubro (CF).

De acordo com a legislação Conama 357, enquadramento classe II, o resultado de OD não deve ser inferior a 5 mg/L e o valor máximo permitido para a DBO é 5,0 mg/L.

Foram obtidos resultados fora do padrão exigidos pelo Conama/357 para os parâmetros legislados OD e DBO. De acordo com a literatura, as principais perdas são o consumo pela decomposição de matéria orgânica (oxidação), perdas atmosféricas, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos como ferro e manganês. Concentrações abaixo de 5 mg/L podem afetar o funcionamento e sobrevivência de comunidades biológicas (ESTEVES, 1998).

O OD é um dos parâmetros mais importantes para exame da qualidade da água, pois revela a possibilidade de manutenção da vida dos organismos aeróbicos. O OD tem sido utilizado tradicionalmente para a determinação do grau de poluição e de autodepuração em cursos d'água. Em corpos aquáticos o seu decréscimo é considerado a principal consequência da poluição orgânica. A represa de Alagados, segundo o IAP (2004), é classificada como reservatório de Classe III, ou seja, moderadamente degradado, por apresentar um déficit considerável de oxigênio dissolvido na coluna d'água. São observadas algumas práticas que podem estar contribuindo para a redução do OD, como lançamento de dejetos animais, entulhos, lixo e até mesmo, a lavagem de pulverizadores agrícolas, em rios da Bacia do Manancial de Alagados (FERRO, 2010).

Os menores valores de OD foram encontrados em meses mais quentes. De acordo com Von Sperling (1996), elevações da temperatura aumentam a cinética das reações químicas e biológicas, diminuem a solubilidade dos gases, como OD, aumentando assim a taxa de transferência dos gases.

Os valores de DBO e DQO mostram um comportamento semelhante, o que pode ser atribuído a relação esperada entre eles. No ponto da represa (R2) foi encontrada maiores cargas de DBO e DQO. Nessa área são realizadas criação de gado e cultivo de plantações. Estudos citados por Castro (2007) mostram que as cargas de DBO são maiores em regiões de pastagens do que em regiões com florestas.

Através das médias mensais nos períodos sem e com floração de cianobactérias, representadas na Figura 19, é possível perceber a pequena variação do parâmetro OD. Em relação à DBO, observam-se picos de maiores médias nos meses sem floração.

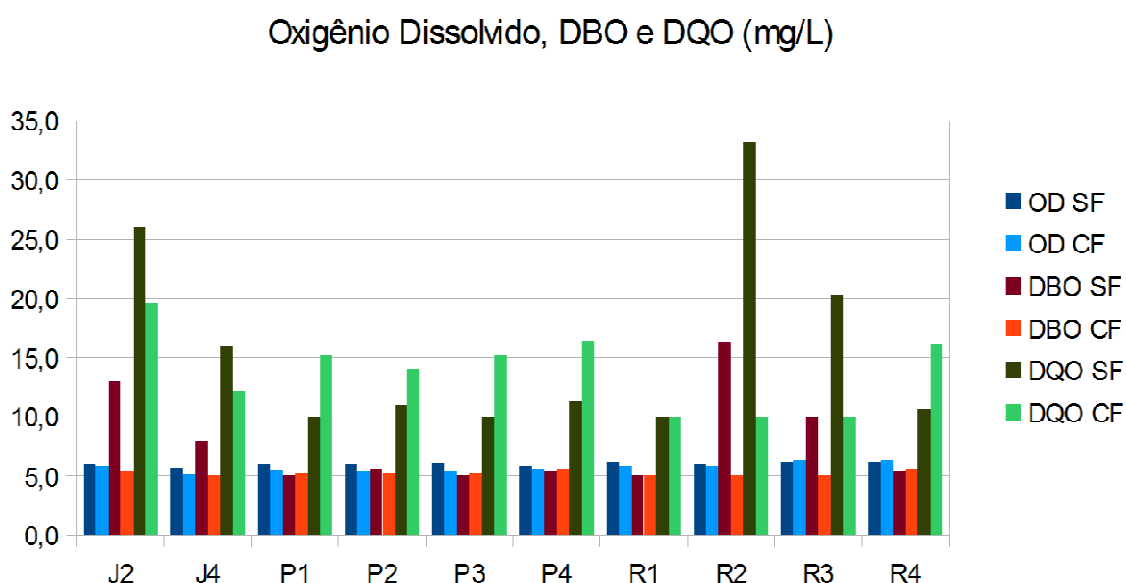


Figura 19: Médias mensais dos parâmetros Oxigênio Dissolvido, Demanda Bioquímica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio no período sem floração (SF) e com floração (CF) na Bacia do Manancial Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014.

A DQO possui comportamento similar a DBO, porém com médias maiores nos pontos do rio Pitangui, no período de floração. Nesses pontos do rio Pitangui, a carga de DQO aumentou no decorrer do percurso do rio, sugerindo uma contaminação nesse trecho. Nos pontos do rio Jotuba, foram encontradas médias de concentrações maiores de DBO e DQO, que tenderam a diminuir ao longo do percurso. No ponto R4, os parâmetros discutidos resultaram em médias maiores nos meses de floração de cianobactérias.

4.1.6 Índice Pluviométrico

Os resultados de pluviometria foram obtidos através do Instituto das Águas do Paraná (ÁguasParaná), o qual monitora as principais estações meteorológicas do Estado. Também foram registrados os dados de pluviometria no ponto de captação de água de Alagados, medidos pela SANEPAR. Para a obtenção dos dados do ÁguasParaná foram utilizadas as estações mais próximas da área de estudo, conforme localização apresentada na Figura 20.

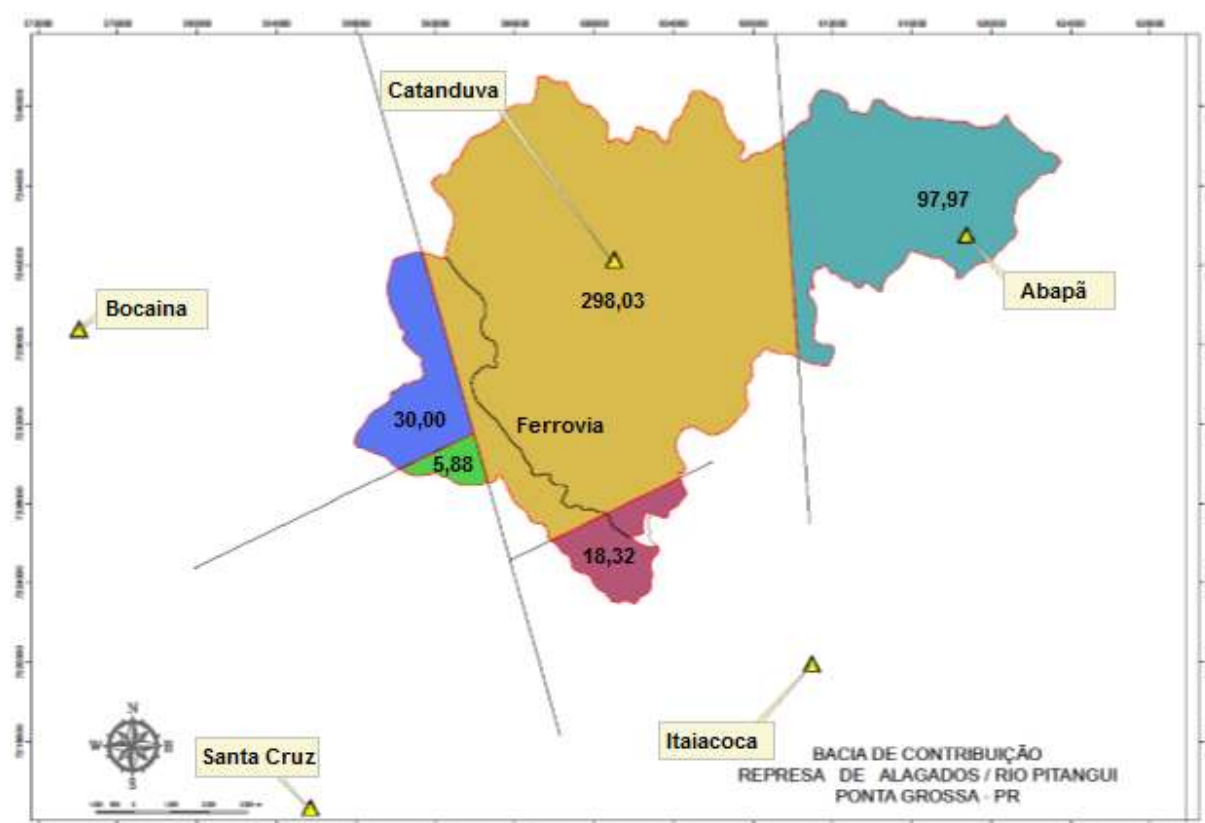


Figura 20: Ilustração da área de influência de cada estação pluviométrica em relação a área de estudo, segundo o método de Thiesen.

Fonte: adaptado de GOMES, 2010.

As estações estão localizadas nos municípios de Carambeí, Castro e Ponta Grossa. As áreas de contribuição de cada estação e o seu código foram distribuídas conforme demonstra o Quadro 11.

Estação	Código	Área (km²)	% contribuição
Catanduva	02450024	298,03	66,20
Abapã	02449026	97,97	21,76
Bocaina	02450021	30,00	6,66
Itaiacoca	02549052	18,32	4,07
Santa Cruz	02550003	5,88	1,31
Total		450,2	100,00

Quadro 11: Áreas de contribuição de cada estação pluviométrica.
Fonte: GOMES, 2010.

Os resultados do acumulado mensal de precipitação atmosférica, em mm são apresentados nos Quadro 12 e Quadro 13.

Estação	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago
Catanduva	24,5	172,8	90,4	119,2	44,8	171,5	77,5	115,1	87,2	111,3	142,4	49,2	51,1
Abapã	16,2	169,5	101,8	145,8	53,3	189,2	123,7	170,4	140,5	149,5	172,8	67,8	49,7
Bocaina	31,1	161,5	121,3	75,8	101,2	175,8	139,4	134,2	96,6	123,0	179,6	56,4	64,6
Itaiacoca	27,9	210,7	129,4	123,8	182,3	152,9	74,5	150,5	80,0	111,4	166,1	55,0	43,9
Santa Cruz	30,8	180,7	114,9	132,3	184,4	223,4	SL*	174,5	106,4	111,5	172,9	61,3	59,8

Quadro 12: Índice pluviométrico na Bacia de Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014.
Fonte: ÁGUASPARANÁ, 2014.

*SL – Sem Leitura

Estação	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago
SANEPAR	29	199	95	152	87	195	166	202	107	150	193	75	127

Quadro 13: Índice pluviométrico na captação de Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014 medido na captação de água Alagados.
Fonte: SANEPAR, 2014b.

O índice pluviométrico na bacia hidrográfica do manancial de Alagados foi obtido através do total de cada estação pluviométrica pela sua área correspondente. A Figura 21 demonstra a distribuição da precipitação acumulada mensal, durante o período de pesquisa, segundo os dados obtidos na bacia de Alagados e na captação.

Os valores de precipitação obtidos pelo Sistema de Informações Hidrológicas do ÁguasParaná variaram de 23 a 173 mm, onde o menor valor foi encontrado no mês de agosto de 2013, e o maior em janeiro de 2014. Os dados

coletados no pluviômetro instalado na captação de Alagados variaram de 29 a 202 mm, com menor valor mensal também no mês de agosto de 2014 e máxima em março de 2014.

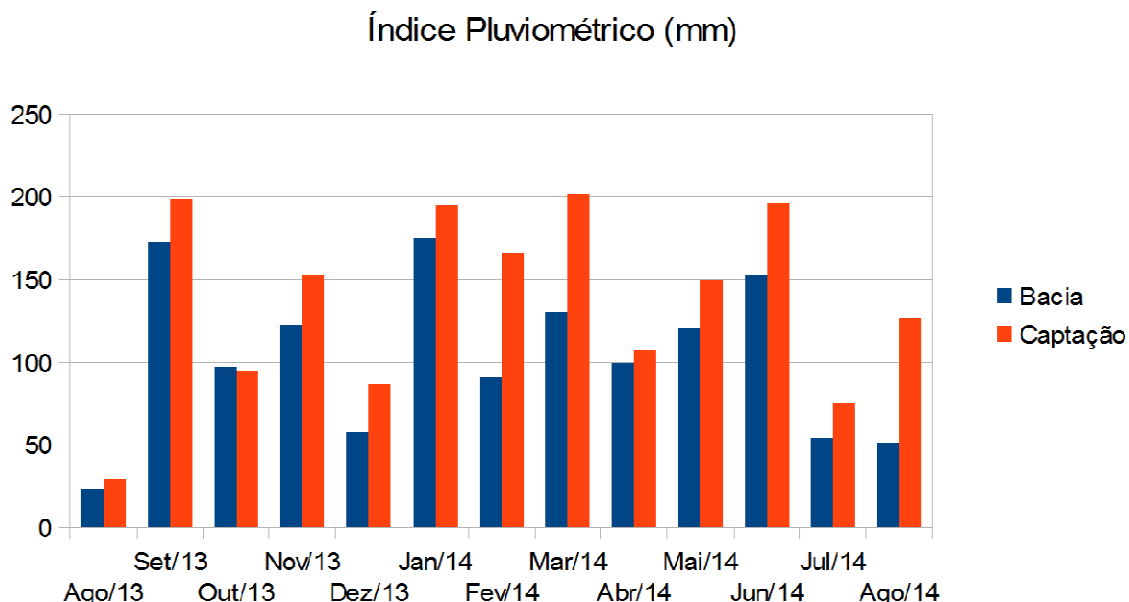


Figura 21: Médias mensais da precipitação atmosférica na Bacia do Manancial Alagados e na captação de água de Alagados entre os meses de agosto de 2013 a agosto de 2014.

O regime de chuvas pode alterar significativamente a qualidade da água, tanto nas características físico-químicas como biológicas, pois dependendo da precipitação, pode ocorrer transporte de material para os corpos d'água, aumento ou diminuição do tempo de residência da água, variação nas vazões e alteração das concentrações de compostos químicos na coluna d'água. Por isso o índice pluviométrico tem papel importante no estudo da eutrofização, visto que pode influenciar tanto o aumento quanto a redução de nutrientes envolvidos no processo (SOSNOVSKY e QUIRÓS, 2006).

Durante o período de estudo, o regime pluviométrico ocorreu de forma irregular. O mês de agosto de 2013 choveu pouco, fato esperado, pois a região tende a ter invernos mais secos. O período mais chuvoso da região contempla os meses de dezembro, janeiro e fevereiro, com total médio de 500 a 600 mm (PILATTI, 2002), porém nesse período choveu apenas 325 mm segundo dados do ÁguasParaná. Devido ao menor índice pluviométrico no intervalo de estudo, o nível da represa resultou em valores mais baixos.

No Quadro 14 além dos valores de precipitação são apresentados os níveis da represa no período de estudo. Acima da medida de 10,00 m, a água extravasa

pelo vertedouro da represa, consequentemente a quantidade de chuva e a profundidade da coluna d'água na represa influenciam a diluição ou transporte de nutrientes.

Mês	Pluviometria Bacia (mm)	Pluviometria Captação (mm)	Profundidade (m)
Agosto 2013	23	29	9,55
Setembro 2013	173	199	10,20
Outubro 2013	97	95	9,90
Novembro 2013	122	152	9,40
Dezembro 2013	58	87	8,60
Janeiro 2014	176	195	8,90
Fevereiro 2014	91	166	8,30
Março 2014	131	202	8,90
Abril 2014	99	107	8,20
Maio 2014	120	150	8,75
Junho 2014	153	196	10,00
Julho 2014	54	75	9,60
Agosto 2014	52	127	8,75
Média	104	137	9,16

Quadro 14: Índice pluviométrico na Bacia de Alagados, Profundidade e Índice pluviométrico na captação de água de agosto de 2013 a agosto de 2014.

Fonte: ÁGUASPARANÁ, 2014; SANEPAR, 2014b.

Apenas no mês de setembro a água extravasou pelo vertedouro, todo o restante do período de estudo, os nutrientes tenderam a ficar concentrados na represa. O menor valor de profundidade da coluna d'água foi atingido no mês de abril (8,20 m), ficando aproximadamente 20% abaixo do nível normal. Com valores de profundidade menores, em fevereiro, abril e maio não foi possível realizar as coletas nos demais pontos da represa, além do R4, pois Alagados possui troncos de árvores mortas e bancos de areia que dificultam a navegação.

4.1.7 Insolação

Os resultados de insolação foram obtidos através do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), o qual monitora as principais estações meteorológicas do Brasil. A estação utilizada foi a do município de Castro – PR, devido à maior proximidade com a área de estudo. O Quadro 15 apresenta as médias mensais de insolação (h/dia) na área de influência da Bacia de Alagados.

Estação	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago
Castro-PR 83813	5,6	3,6	3,3	2,8	3,4	4,3	3,1	2,3	2,7	2,7	3,0	3,3	4,2

Quadro 15: Insolação (h/dia) na área de influência da Bacia de Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014.

Fonte: INMET, 2014.

Os resultados refletem as condições locais do clima e da estação do ano. Valores maiores de incidência solar foram encontrados nos meses de agosto, mês onde o índice pluviométrico costuma ser baixo. Nos meses de verão os dias são mais longos e quentes, e os resultados de insolação seguem a mesma tendência.

A Figura 22 demonstra a distribuição dos resultados de insolação mensal, durante o período de pesquisa, segundo os dados obtidos na Bacia de Alagados.

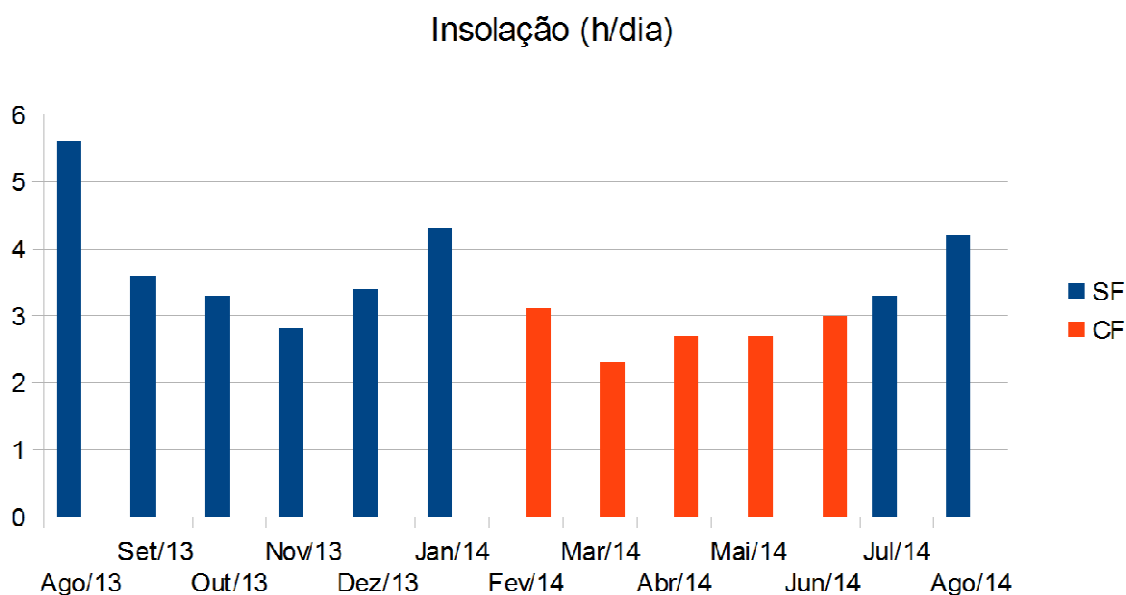


Figura 22: Médias mensais do parâmetro Insolação no período sem floração (SF) e com floração (CF) na Bacia do Manancial Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014.

A partir de novembro, a média mensal de insolação foi crescente até janeiro, mês que antecedeu a floração de cianobactérias. Yunes (2003) relatou em seus estudos que a temperatura mínima para o surgimento das florações de cianobactérias é de 20°C, porém o surgimento desses microorganismos depende mais da radiação solar do que da temperatura do ambiente, uma vez que existem espécies que mesmo em épocas frias, porém com alta incidência luminosa, são capazes de se desenvolver.

4.1.8 Fósforo Total e Fósforo Reativo

Os valores de fósforo total obtidos na área de estudo variaram de < 0,02 a 0,86 mg/L. O menor valor foi encontrado ao longo da Bacia, em alguns pontos, com menores valores nos meses sem floração de cianobactérias. O maior resultado foi encontrado no rio Pitangui (P4), no mês de fevereiro (CF). Para o parâmetro fósforo reativo, também conhecido como fósforo biodisponível, os resultados variaram de < 0,01 a 0,65 mg/L, sendo o maior valor obtido no rio Pitangui (P4), também no mês de fevereiro (CF). Conforme estipula o Conama 357/05, o valor máximo permitido para o parâmetro fósforo total, para ambiente lântico, é de 0,03 mg/L. De acordo com os resultados obtidos, do total de amostras analisadas, apenas 11% ficaram dentro do limite legislado.

De acordo com a Figura 23, a média mensal do parâmetro fósforo total oscilou com máximas nos pontos nos rio Jotuba (J2) e Pitangui (P3). Em relação ao fósforo reativo, a oscilação foi menos acentuada, com resultados expressivos na maioria dos pontos estudados. Comparando as médias no período sem floração e com floração de cianobactérias, é evidente que a concentração dessas duas formas de fósforo foi muito superior nos meses com floração.

O fósforo é considerado um nutriente limitante para a produção primária das células fitoplanctônicas dos sistemas aquáticos e tem sido considerado como principal responsável pela eutrofização artificial em águas continentais (MARINS, PAULA FILHO e ROCHA, 2007). Por isso, o fósforo está diretamente relacionado ao processo de floração de cianobactérias.

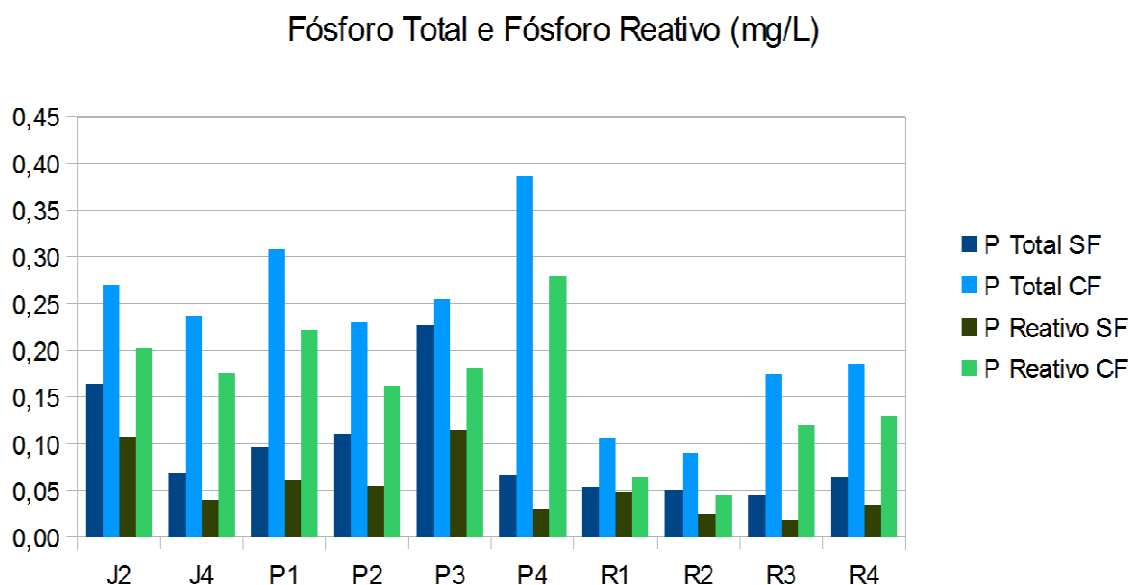


Figura 23: Médias mensais dos parâmetros Fósforo Total e Fósforo Reativo no período sem floração (SF) e com floração (CF) na Bacia do Manancial Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014.

A disponibilidade de fósforo na represa foi significativa durante o período de amostragem. Estudos apontam que as fontes externas devem ser monitoradas e controladas para que, com o passar do tempo, haja uma redução desse nutriente ocasionando um decaimento desejável da população algal (YUNES *et al.*, 1998; CONLEY *et al.*, 2009). Sendo a primeira e melhor estratégia para o controle da eutrofização a diminuição do aporte de nutrientes (LUO *et al.*, 2007; JACOBY e FRAZER, 2009), uma vez que o sistema aquático em questão se mostrou eutrófico em relação ao nutriente fósforo durante a maior parte do período de estudo.

Entre os fatores responsáveis pela elevada concentração de fósforo na represa, podem ser citados os de ordem temporal, natural e antrópica. Os de ordem natural podem incluir o tempo de represamento de mais de 85 anos e o ciclo de decomposição da matéria orgânica no corpo d'água. Com relação aos demais fatores, a represa apresenta um envelhecimento natural que somado às atividades humanas realizadas entorno, influenciam diretamente a qualidade da água, levando-a ao estado de eutrofização (CONLEY *et al.*, 2009; BUENO, 2010).

A ocorrência de processos erosivos e o transporte de sedimentos para os corpos de água através de altos níveis de precipitação ou irrigação são também mecanismos básicos para a transferência do fósforo, principalmente na área de estudo, onde é precária a ocorrência de mata ciliar, refletindo o uso do solo para

atividades agrícola, pecuária e a existência de casas em sua orla (SHIGAKI, 2006; MARINS, PAULA FILHO e J. ROCHA, 2007; GONÇALVES, 2011; DA SILVA, OLIVEIRA FILHO e MARTINS, 2013).

4.1.9 Nitrogênio Amoniacal, Nitrito e Nitrato

As concentrações do parâmetro nitrogênio amoniacal variaram de $< 0,01$ a $1,44$ mg/L. O menor valor foi encontrado ao longo dos rio Jotuba e Pitangui no mês de março (CF). O maior resultado foi encontrado no rio Jotuba (J2), no mês de maio (CF), sendo nesse mês observados valores expressivos também nos demais pontos de coleta.

O parâmetro nitrito oscilou entre $< 0,001$ a $0,031$ mg/L, com registro de menor valor em todos os pontos de amostragem, ao longo do período estudado. A maior concentração foi registrada na represa (R4), no mês de março (CF).

Para o parâmetro nitrato, os resultados variaram de $< 0,01$ a $4,50$ mg/L, onde o menor valor foi encontrado nos pontos da represa, no mês de março (CF) e o maior valor foi obtido no rio Jotuba (J2), também no mês de março (CF).

Conforme o Conama 357/05, o valor máximo permitido para o parâmetro nitrogênio amoniacal, varia com o pH. Como foram obtidos valores de pH entre $6,4$ a $9,1$, os valores máximos são $3,7$ mg/L para $\text{pH} \leq 7,5$; $2,0$ mg/L para $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$; $1,0$ mg/L para $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$; e $0,5$ mg/L para $\text{pH} > 8,5$. Para o parâmetro nitrito, o valor máximo permitido é $1,0$ mg/L e para o nitrato $10,0$ mg/L. Conforme resultados obtidos para a série nitrogenada, todas as amostras ficaram dentro dos limites estabelecidos pela legislação.

O nitrogênio amoniacal, o nitrito e nitrato são compostos diretamente relacionados com os processos de produção e decomposição, consequentemente sua distribuição nos corpos d'água é função desses processos. Os compostos nitrogenados geralmente estão associados a ações antrópicas. Embora o nitrogênio, na maioria das vezes, não seja o nutriente limitante nos casos de eutrofização em águas doces, os setores agrícola e agropecuário devem tomar precauções, uma vez que o mesmo se encontra presente tanto nos dejetos animais como na formulação da maioria dos fertilizantes.

Do total de fertilizante nitrogenado aplicado nas correções de solo, cerca de metade é removido na colheita da produção, no entanto o restante é incorporado

pelo solo, podendo chegar aos rios e reservatórios por processos erosivos (CLEEMPUT e BOECKX, 2005).

É possível associar a idade da poluição com relação às formas de nitrogênio encontradas em uma amostra de água. Ou seja, se uma amostra for coletada de um rio poluído e as análises demonstrarem predominância das formas reduzidas significa que a fonte de poluição se encontra próximo. Se prevalecer nitrito e nitrato, ao contrário, significa que as descargas de efluentes se encontram distantes (CETESB, 2014). Porém o processo bioquímico de conversão implica no consumo de oxigênio dissolvido do meio, o que pode afetar a vida aquática (VON SPERLING, 1996).

Apesar dos níveis de nitrogênio estarem dentro dos limites exigidos pelo Conama 357/05, através da Figura 24, é mostrada as médias mensais dos compostos nitrogenados no período sem e com floração de cianobactérias. As maiores médias da concentração de nitrogênio amoniacal foram detectadas ao longo dos rios Jotuba e Pitangui, sugerindo aporte de nitrogênio nesses locais.

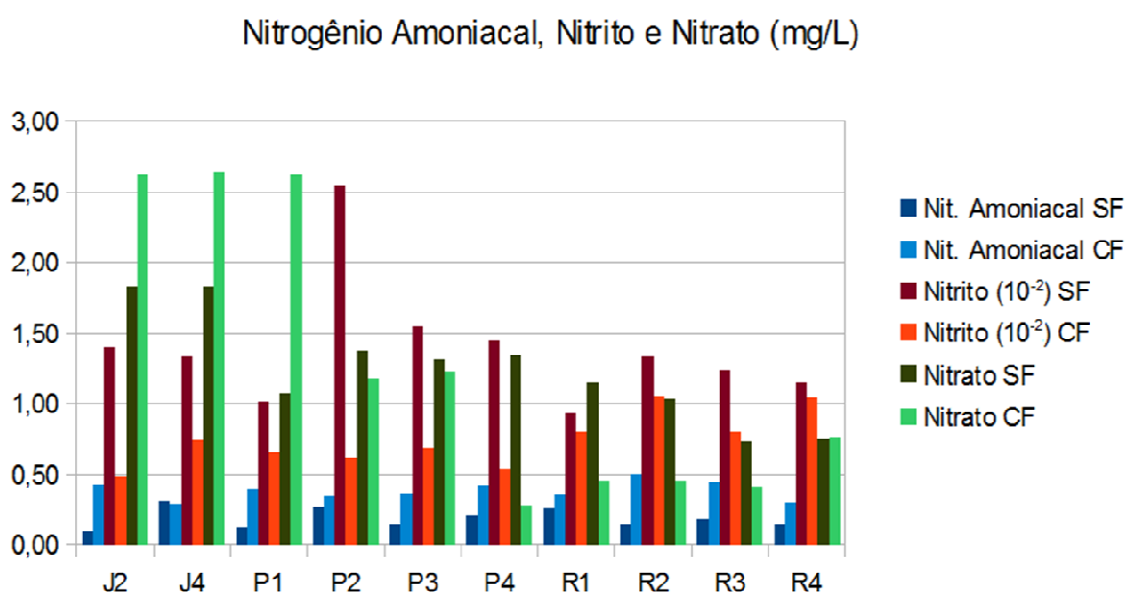


Figura 24: Médias mensais dos compostos nitrogenados no período sem floração (SF) e com floração (CF) na Bacia do Manancial Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014.

Grande parte dos resultados no período com floração ficaram acima dos resultados sem floração de cianobactérias. O inverso foi observado para o parâmetro nitrito, as concentrações médias no período com floração ficaram abaixo do período sem floração. Com relação ao nitrato, as maiores médias foram

localizadas nos rios Jotuba e Pitangui, decaindo na represa, provavelmente pelo fator de diluição.

Existe uma tendência de aumento da forma nitrato na represa, no período de floração (FC). Como a forma de nitrogênio na água depende de condições mais redutoras ou oxidantes, sendo a forma mais oxidada (nitrato) predominante nos meses mais quentes (ESTEVES, 1998; BAIRD, 2002), onde a luminosidade é maior, favorecendo a fotossíntese nos organismos clorofilados e o seu crescimento.

4.1.10 *Escherichia coli*

A bactéria *Escherichia coli* é atualmente considerada a principal indicadora de contaminação fecal, pois cerca de 95% dos coliformes existentes nas fezes humanas e de outros animais são *E. coli* (CETESB, 2014). O objetivo da inclusão desse parâmetro no monitoramento da Bacia de Alagados foi verificar a contribuição de esgotos domésticos e de dejetos de animais. Essa determinação assume importância como parâmetro indicador da possibilidade da existência de microorganismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica.

Os valores para o parâmetro *E. coli* variaram de < 1 a 2.420 NMP/100mL. Os menores valores foram encontrados nos pontos da represa e os maiores nos rios Jotuba e Pitangui. Segundo o Conama 357/05, o valor máximo permitido para *E. coli* em corpos d'água é até 1.000 NMP/100mL em 80% das amostras. Durante os meses de estudo, utilizando os resultados de toda a Bacia, ocorreram 74% das amostras com valores até 1.000 NMP/100mL, ou seja, o parâmetro *E. coli* atendeu ao valor estipulado pela legislação.

Por meio das médias mensais nos períodos sem e com floração de cianobactérias, representadas na Figura 25, é possível perceber a diferença de magnitude dos valores nos principais tributários e na represa. Os pontos com maiores médias estão no percurso do rio Pitangui, localizados próximo a junção do rio com a represa. Esses trechos possivelmente estão sofrendo contaminação por esgotos domésticos e/ou dejetos de animais. Essas concentrações, ao entrarem na represa, sofrem diluição em função do volume de água. No período sem floração de cianobactérias, a concentração de *E. coli* superou a concentração com floração nos principais tributários.

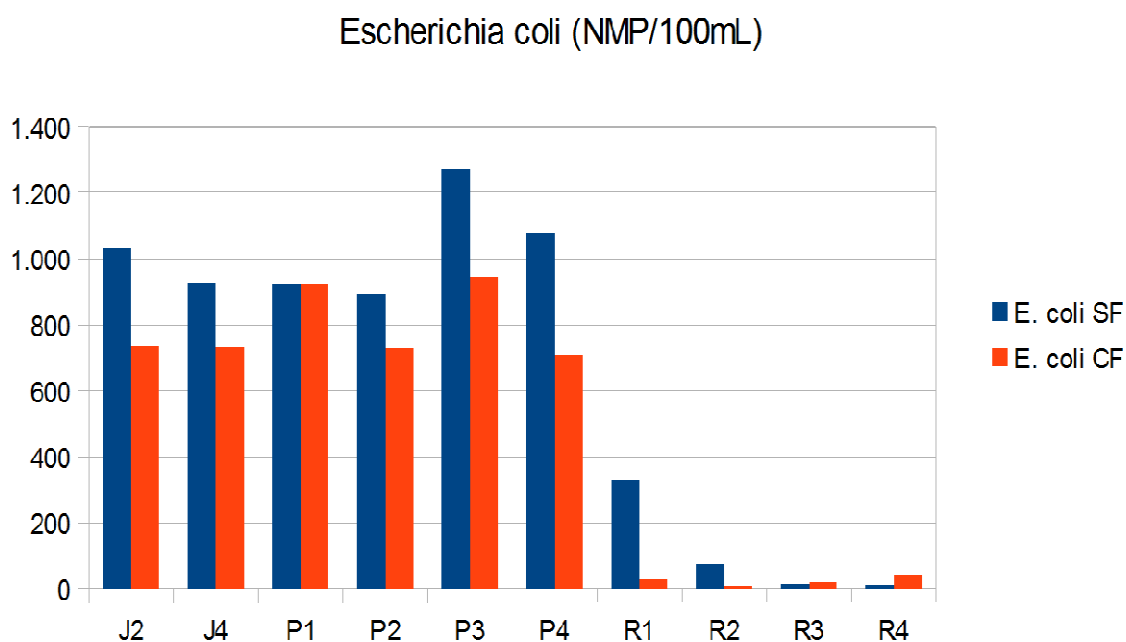


Figura 25: Médias mensais do parâmetro *Escherichia coli* no período sem floração (SF) e com floração (CF) na Bacia do Manancial Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014.

4.1.11 Cianobactérias

O ponto de coleta utilizado para a contagem de cianobactérias está localizado próximo a captação de água Alagados, designado R4. Conforme determina a Portaria 2.914/11 do Ministério da Saúde, a contagem foi realizada semanalmente, sempre que o valor superava 20.000 céls/mL e mensalmente quando era inferior a esse valor. Devido ao controle e monitoramento da qualidade da água que chega às ETAs, as contagens de cianobactérias foram mais intensas do que recomenda a legislação. As coletas foram realizadas no período da manhã, em torno das 10h. Os resultados das contagens de cianobactérias totais, em céls/mL, estão dispostos no Quadro 16.

2013		2014			
Data	Resultado	Data	Resultado	Data	Resultado
06/08/13	0	07/01/14	1.548	19/05/14	170.476
14/08/13	0	13/01/14	1.168	26/05/14	243.034
26/08/13	0	20/01/14	10.443	03/06/14	106.207
03/09/13	0	27/01/14	22.037	09/06/14	231.600
09/09/13	0	04/02/14	101.502	16/06/14	154
30/09/13	0	10/02/14	156.656	24/06/14	0
01/10/13	118	17/02/14	139.034	01/07/14	0
08/10/13	499	24/02/14	263.434	07/07/14	0
16/10/13	238	05/03/14	321.270	16/07/14	0
21/10/13	95	11/03/14	295.015	28/07/14	0
28/10/13	356	17/03/14	372.536	05/08/14	0
05/11/13	523	24/03/14	166.991	18/08/14	155
12/11/13	1.533	01/04/14	260.347	25/08/14	0
18/11/13	2.293	07/04/14	215.591		
25/11/13	820	14/04/14	168.583		
02/12/13	756	22/04/14	181.215		
09/12/13	368	28/04/14	301.790		
16/12/13	1.105	06/05/14	357.627		
26/12/13	1.568	12/05/14	176.615		

Quadro 16: Contagem de cianobactérias totais na represa de Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014.

Fonte: SANEPAR, 2014b.

A floração de cianobactérias teve início no final do mês de janeiro com predominância do gênero *Dolichospermum* sp (*Anabaena* sp). A partir de fevereiro a concentração de algas aumentou e o gênero que passou a predominar foi *Cylindrospermopsis* sp. Esse gênero prevaleceu até o final da floração, em junho, como pode ser observado na Figura 26, que compara a concentração de *Cylindrospermopsis* sp em relação ao total de cianobactérias no período.

Essa predominância do gênero *Cylindrospermopsis* sp pode estar relacionada às suas características adaptativas. Estudos indicam que a *Cylindrospermopsis* sp é capaz de regular o seu metabolismo fisiológico, a fim de se adaptar a ambientes de baixo fósforo dissolvido (WU *et al.*, 2012). O fósforo pode estar baixo na água, mas o sedimento é rico em fósforo, que pode estar servindo de fonte deste nutriente (PICCINI *et al.*, 2011). A magnitude deste efeito depende do caráter físico-químico do sedimento (ZHU *et al.*, 2013). Outros fatores são propostos para o sucesso dessa cianobactéria, tais como flutuabilidade, a tolerância de uma

vasta gama de temperatura, a capacidade de absorção e armazenamento de fósforo (ANDREOLI e CARNEIRO, 2005; WU *et al.*, 2012).

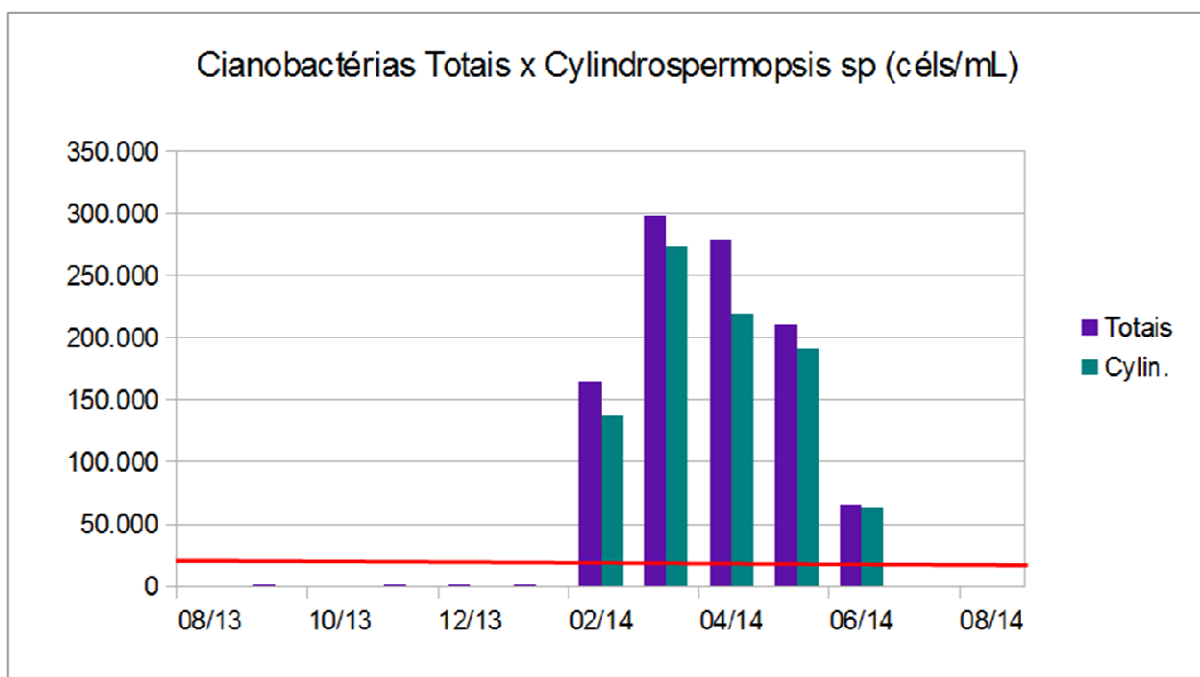


Figura 26: Cianobactérias totais em relação a contagem de *Cylindrospermopsis* sp na represa de Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014. Destacado a linha de VMP conforme Portaria 2.914/11 do MS.

Durante o período de estudo foram contabilizadas algas dos gêneros: *Dolichospermum* (*Anabaena*), *Cylindrospermopsis*, *Oscillatoria*, *Aphanizomenon*, *Asterionella*, *Melosira*. Dentre os principais tipos de algas existentes em ambientes eutrofizados, as cianobactérias são encontradas em maior quantidade (LOVELOCK, 2010). Na Figura 27, segue imagens de algumas algas, além das principais cianobactérias já apresentadas nesse trabalho.

O aparecimento das cianobactérias no período de estudo se deu timidamente no início do mês de outubro, oscilando em novembro, para apenas em janeiro ocorrer o crescimento exponencial. Este fenômeno sugere que existe um período de adaptação até que se consiga atingir o pico de população de cianobactérias (GOMES *et al.*, 2014). O final da floração ocorreu bruscamente, decaindo de 231.600 células/mL para praticamente 0 em uma semana.

O monitoramento da contagem de cianobactérias na represa de Alagados é realizado desde 2003, quando foram observada mudanças na qualidade da água e dificuldades no seu tratamento. Foram registradas florações eventuais de cianobactérias no reservatório de Alagados desde 1980, porém as florações se

tornaram mais intensas e frequentes a partir de 2002, sendo registrada a presença de cianotoxinas (BUSATO, 2009).

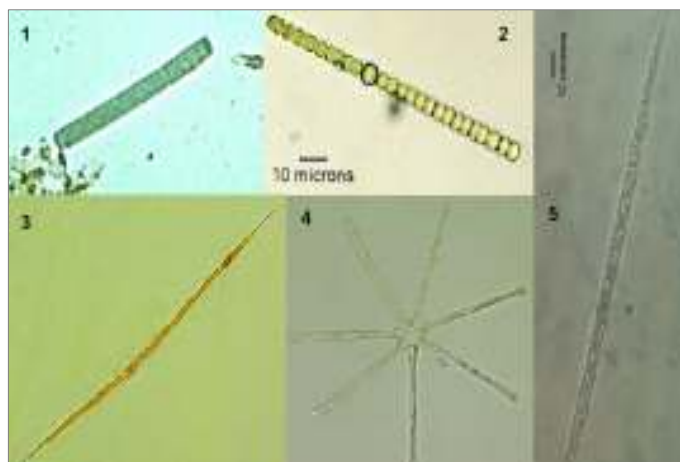


Figura 27: Imagens de algumas algas presentes na represa de Alagados durante o período de estudo.

Legenda: 1 – *Oscillatoria* sp; 2 – *Dolichospermum* sp (*Anabaena* sp); 3 – *Aphanizomenon flos-aquae*; 4 – *Asterionella* sp; 5 – *Cylindrospermopsis raciborskii*.

Fonte: CYANOSITE, 2014.

A Figura 28 apresenta os dados históricos das florações de algas.

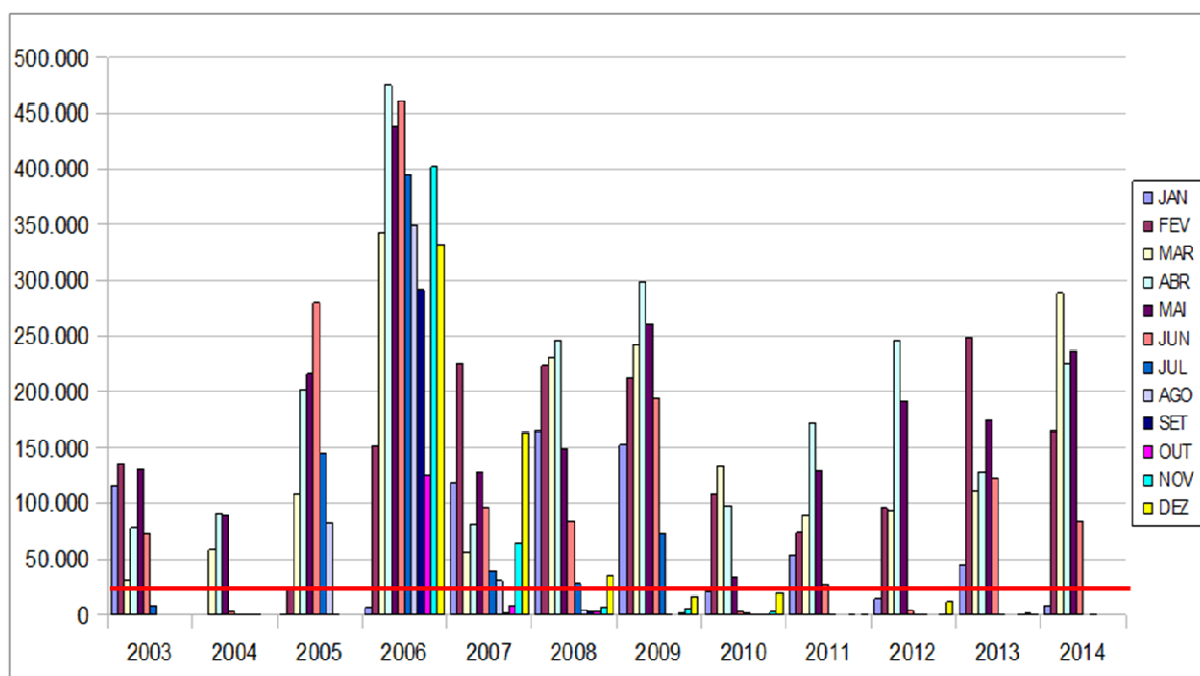


Figura 28: Histórico das médias mensais da contagem de cianobactérias totais na represa de Alagados (janeiro de 2003 a agosto de 2014). Destacado a linha de VMP conforme Portaria 2.914/11 do MS.

Fonte: SANEPAR, 2014b.

Com auxílio do gráfico é possível perceber a sazonalidade das florações, inicialmente no verão (dezembro/janeiro), com picos de concentração no final do verão (março/abril), finalizando no início do inverno (junho). A floração do período deste estudo obteve pico de concentração de cianobactérias superior aos últimos cinco anos.

O que pode ter contribuído para a eutrofização da represa e consequentemente as intensas e frequentes florações de cianobactérias são os diversos impactos que a Bacia do Manancial de Alagados vem sofrendo. Tendo como impactos negativos a construção irregular das casas às margens da represa, aumento da pecuária nas proximidades da barragem e aumento da área agrícola cultivada (BUENO, 2010).

Estudos caracterizaram a Bacia e apontaram que 40% da área é utilizada para agricultura, enquanto 20% é ocupada por floresta em estágio avançado, 5% por florestas em estágio inicial e 22% da área é destinada a pastagens e campos. O restante, apenas cerca de 13% da Bacia, é constituída por mata ciliar (SANEPAR, 2010). MORO e colaboradores (2005) verificaram alterações de uso e ocupação da terra nas áreas de preservação permanente na represa, entre 1980 e 2001, havendo um crescimento na área de edificações em 2,4 ha e um aumento considerável na área agrícola em 55,7 ha ou 322,4%.

Os resultados apresentados em outro trabalho, através do uso de imagens, durante o período de 2001 a 2011, verificaram que a faixa de domínio de APP do entorno da represa de Alagados, vem sendo submetida a um processo de degradação devido principalmente a um aumento na ocupação por edificações e agricultura (DA SILVA, OLIVEIRA FILHO e MARTINS, 2013).

As relações entre a água e o solo são demonstradas por vários estudos. SANTOS (2006) expôs que a conversão de áreas de floresta para uso agrícola ou urbano, tem sido associada à diminuição da qualidade da água. A cobertura vegetal protege o solo contra erosões, lixiviação de nutrientes, empobrecimento das pastagens nativas, redução de reservas de água, desmoronamentos de encostas e assoreamento dos corpos hídricos (REBOUÇAS; BRAGA e TUNDISI, 2006).

4.1.12 Saxitoxinas e Microcistinas

O ponto de coleta utilizado para a quantificação de cianotoxinas foi o mesmo utilizado para a contagem de cianobactérias, ponto R4, localizado próximo a captação de água Alagados. Conforme determina a Portaria 2.914/11 do Ministério da Saúde, a determinação de cianotoxinas foi realizada semanalmente, sempre que o valor superava 20.000 céls/mL de cianobactérias totais. As coletas foram realizadas no período da manhã, em torno das 10h.

Durante o período de estudo, de agosto de 2013 a agosto de 2014, a primeira contagem de cianobactérias na represa de Alagados superior a 20.000 céls/mL ocorreu na última semana de janeiro (22.037 céls/mL). A partir da semana seguinte, no mês de fevereiro, foi iniciada a quantificação de cianotoxinas. Esse monitoramento findou na última semana de junho, quando a contagem de cianobactérias estava inferior a 20.000 céls/mL havia duas semanas.

Os valores máximos permitidos pela Portaria 2.914/11 do Ministério da Saúde, são 3,0 µg equivalente de STX/L e 1,0 µg/L para saxitoxinas e microcistinas respectivamente. Os resultados das determinações de cianotoxinas são apresentados no Quadro 17. Como pode ser observado, durante o período de estudo, os resultados se mantiveram dentro dos exigidos pela legislação.

A variação desses parâmetros foi pouca, resultando em valores de microcistinas sempre abaixo do limite de detecção da técnica. Nos meses de fevereiro, março e abril foram registrados valores maiores de saxitoxinas, em concordância com os picos de alta densidade de cianobactérias. À medida que as células entram na fase estacionária de crescimento, verifica-se um aumento da fração dissolvida extracelular, por aumento da quantidade de células mortas. Mesmo na fase exponencial de crescimento das células numa cultura, uma pequena porcentagem de células de determinada população pode morrer e liberar toxinas, apesar de se verificar um crescimento geral positivo da população (SIVONEN e JONES, 1999).

Na data de 12/05/14 foi determinada a maior concentração de saxitoxinas totais (2,8 µg/L), próximo ao valor máximo exigido pela Portaria 2.914/11. Isso pode estar relacionado com a queda de 357.627 céls/mL para 176.615 céls/mL, na semana de 06/05/14 a 12/05/14. Estudos correlacionam a liberação para a água de

cianotoxinas durante a velhice, morte ou *lise* das células (HITZFELD, HÖGER e DIETRICH, 2000).

Data	Saxitoxinas Totais (µg/L)	Microcistinas (µg/L)
04/02/14	< 1,0	< 0,5
10/02/14	< 1,0	< 0,5
17/02/14	1,1	< 0,5
24/02/14	1,1	< 0,5
05/03/14	< 1,0	< 0,5
11/03/14	1,4	< 0,5
17/03/14	1,1	< 0,5
24/03/14	1,2	< 0,5
01/04/14	< 1,0	< 0,5
07/04/14	1,5	< 0,5
14/04/14	1,7	< 0,5
22/04/14	< 1,0	< 0,5
28/04/14	< 1,0	< 0,5
06/05/14	< 1,0	< 0,5
12/05/14	2,8	< 0,5
19/05/14	< 1,0	< 0,5
26/05/14	< 1,0	< 0,5
03/06/14	< 1,0	< 0,5
10/06/14	< 1,0	< 0,5
16//06/14	< 1,0	< 0,5
24/06/14	< 1,0	< 0,5

Quadro 17: Quantificação de cianotoxinas na represa de Alagados.
Fonte: SANEPAR, 2014b.

Embora os resultados na água da represa de Alagados estejam abaixo dos valores estipulados pela legislação, o processo de tratamento desta água dever ser realizada com cautela e responsabilidade, pois as cianotoxinas estão agrupadas de acordo a sua toxicidade, e as saxitoxinas são consideradas altamente tóxicas (CALIJURI, ALVES e DOS SANTOS, 2006).

4.2 CONSEQUÊNCIAS DA FLORAÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS NAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA DE PONTA GROSSA

O principal objetivo de uma ETA é fornecer, como produto final, uma água apropriada para consumo humano, que apresente características sanitárias e

toxicológicas adequadas. Devendo ser potável, limpa, isenta de bactérias, vírus, concentrações tóxicas e outros organismos que possam provocar doenças como diarreia, cólera, febre tifóide, entre outras. E que atenda aos padrões de potabilidade da legislação, hoje em vigor a Portaria 2.914 de 12 de dezembro de 2011, do Ministério da Saúde.

Para gerar uma água tratada com essas características, é de fundamental importância que a água *in natura* utilizada esteja com a melhor qualidade possível. A qualidade da água bruta de um manancial depende das características da bacia hidrográfica, incluindo clima, hidrologia, geologia, morfologia, usos e ocupação da terra. As represas naturalmente concentram nutrientes, a partir do momento que a agricultura ocupa a bacia, os processos de fertilização para maximizar o rendimento das culturas acabam implicando em aportes significativos de fósforo e nitrogênio, nutrientes para as populações algais (VON SPERLING, 1996).

Florações de cianobactérias dos gêneros *Microcystis*, *Cylindrospermopsis*, *Anabaena* e *Oscillatoria* em águas para abastecimento público caracterizam um grave problema às ETAs (HITZFELD, HÖGER e DIETRICH, 2000; SANEPAR, 2014). A maior preocupação quanto a presença de cianobactérias é a possível liberação de cianotoxinas à água utilizada para consumo humano, pois a ingestão de água é a principal rota de exposição do homem às cianotoxinas (DE JULIO *et al.*, 2010).

Para evitar acidentes graves devido a presença de cianotoxinas na água utilizada nas hemodiálises, como o ocorrido em Caruaru – Pernambuco, em 1996, onde 76 pessoas faleceram do total de 131 pacientes (AZEVEDO, 1998; HITZFELD, HÖGER e DIETRICH, 2000) a SANEPAR abastece a hemodiálise do hospital Santa Casa de Misericórdia, em Ponta Grossa, com água subterrânea oriunda de um poço, incapaz de desenvolver cianobactérias e conseqüentemente cianotoxinas.

A floração de algas em um manancial usado para abastecimento pode alterar a qualidade da água tratada e causar problemas operacionais em várias etapas de tratamento. Pode ocorrer a queda de eficiência da operação de decantação, redução na duração das carreiras de filtração e aumento no consumo da água de lavagem dos filtros, diminuindo a produção efetiva da ETA (BROOKE *et al.*, 2008; DI BERNARDO e DANTAS, 2005; DE JULIO *et al.*, 2010).

No Quadro 18 são apresentados o consumo de alguns produtos químicos e parâmetros operacionais das ETAs de Ponta Grossa no período de pesquisa, referente aos meses sem floração e com floração de cianobactérias.

	Sem floração (SF)	Com floração (CF)
Carreira dos filtros* (h)	25	9
Carvão ativado em pó (kg)	463	9.210
Coagulante (kg)	114.427	136.810
Polímero (kg)	291	352

Quadro 18: Médias mensais de dados das ETAs de Ponta Grossa no período sem floração (SF) e com floração (CF) no período de agosto de 2013 a agosto de 2014.

*Tempo de filtração entre as lavagens.

Fonte: SANEPAR, 2014b.

Durante o período de estudo, de acordo com os dados de operação das ETAs de Ponta Grossa, o tempo de carreira dos filtros oscilou entre 25h, no período sem floração para apenas 9h nos meses com floração de cianobactérias. Essa diminuição na duração das carreiras de filtração elevou em aproximadamente 278% o consumo de água de lavagem dos filtros nas ETAs, pois para lavagem de um filtro da ETA Pitangui são gastos 172 m³ e para um filtro russo da ETA Actiflo® 206 m³. Os filtros são lavados com água filtrada e o tempo de lavagem é de 5 min nas ETAs de Ponta Grossa. Sopradores de ar são utilizados para melhorar o atrito e consequentemente a eficiência da remoção do material retido no meio filtrante.

Um aspecto importante a ressaltar é que durante os meses de outubro a dezembro de 2013, embora não sendo quantificada espécies potencialmente tóxicas, a água da represa de Alagados teve a presença de diatomáceas como a *Asterionella* sp, que mesmo não sendo uma cianobactéria, causou sérios problemas as ETAs de Ponta Grossa. Essa diatomácea possui como característica estrutura em forma de estrela e carapaça de sílica (CYANOSITE, 2014), capaz de entupir os filtros do sistema de tratamento de água. Sua imagem foi apresentada na Figura 27.

Algumas espécies de algas e seus subprodutos produzem compostos químicos capazes de adicionar gosto e odor a água tratada. No período estudado, não foram constatadas essas alterações organoléticas, porém a partir de dados históricos, já ocorreram períodos como no ano de 2009, onde era possível perceber essas alterações devido aos compostos geosmina e 2-metilisoborneol (2-MIB).

O produto químico acrescentado no período de floração, com os objetivos de minimizar as possíveis alterações organolépticas e cianotoxinas foi o carvão ativado. Estudos comprovam a eficiência do uso de carvão ativado na remoção de cianotoxinas através da adsorção. O emprego de carvão ativado nas ETAs tem sido largamente utilizado. A geosmina é produzida pelos gêneros *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Lyngbia*, *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Phormidium* *Schizothrix* e *Symploca* (FALCONER *et al.*, 1999). De acordo com experimentos realizados por Pyo e Moon (2005), o carvão ativado reduziu a concentração de microcistinas em até 99,5% de amostras de água.

Além do acréscimo da dosagem de mais um produto químico na operação das ETAs de Ponta Grossa, o principal impacto da dosagem de carvão ativado é o seu custo, conforme demonstrado no Quadro 19. No período com floração o custo deste insumo ultrapassou 50.000 reais, enquanto no período sem floração o custo foi próximo a 2.500 reais.

Além dos empecilhos citados, para tratar uma água com cianobactérias, é necessário um acréscimo da dosagem de produtos químicos como coagulantes. Os flocos formados são leves, forçando o uso de polímero como auxiliar de floculação, para evitar a flotação dos mesmos (BROOKE *et al.*, 2008). Estes problemas operacionais elevam o custo de produção da água e aumentam a necessidade de monitoramento da qualidade da água no sistema (DI BERNARDO e DANTAS, 2005; DE JULIO, *et al.*, 2010).

	Preço (R\$)	Sem floração - SF (R\$)	Com floração - CF (R\$)
Carvão ativado em pó (kg)	5,50	2.546,50	50.655,00
PAC (kg)	1,05	120.148,35	143.650,50
Polímero catiônico (kg)	8,92	2.595,72	3.139,84
Total (R\$)		125.290,57	197.445,34

Quadro 19: Médias mensais do custo de alguns produtos químicos utilizados nas ETAs de Ponta Grossa no período sem floração (SF) e com floração (CF) de agosto de 2013 a agosto de 2014. Fonte: SANEPAR, 2014b.

No período com floração, ocorreu um aumento na dosagem de coagulante e polímero, resultando no maior custo. Isso pode estar relacionado com a piora da qualidade da água ocasionado pelas cianobactérias, como também pelo aumento da produção efetiva das ETAs, pois os primeiros meses de floração coincidem com a

estação quente do ano (verão), onde o consumo de água é maior. Outro ponto é a diminuição no tempo de carreira dos filtros nesse período, e consequentemente maior consumo de água de lavagem, diminuindo assim a produção efetiva das ETAs.

O impacto causado ao custo pelo aumento da dosagem de carvão ativado, coagulante e polímero durante o período com floração de cianobactérias foi de aproximadamente 58%. Além desses valores, pode ser citada também a intensificação do monitoramento da qualidade da água. Parâmetros como contagem de cianobactérias, determinação de cianotoxinas (saxitoxinas e microscistinas), tanto na água *in natura* da represa de Alagados e rio Pitangui, quanto na água produzida nas ETAs, elevaram o custo da produção de água.

Durante o período de estudo, as duas ETAs de Ponta Grossa tratavam juntas cerca de 950 L/s. Deste total, 370 L/s provinham de Alagados e o restante do rio Pitangui. A captação Pitangui está localizada a jusante da represa de Alagados e as implicações na qualidade da água bruta da represa de Alagados, como as florações de algas em determinadas épocas do ano, refletem diretamente na água bruta do rio Pitangui (VUITIK, MALKOWSKI e WIECHETECK, 2010).

Consideradas grandes ETAs, possuem em seu projeto o sistema de recirculação. A água utilizada na lavagem de filtros é disposta em um tanque onde é possível retornar o sobrenadante ao início do processo de tratamento. A recirculação contribui com cerca de 50 L/s, sendo um acréscimo considerável.

Entretanto algumas espécies de cianobactérias são capazes de se reproduzem, mesmo em ambientes fechados como os tanques de recirculação, podendo liberar cianotoxinas (HRUDEY *et al.*, 1999). Por isso, em meses de floração de cianobactérias a recirculação do sobrenadante do tanque que armazena a água/lama do processo de tratamento é suspensa até que a qualidade da água na represa de Alagados melhore.

Com a recirculação desligada são 50 L/s de água que poderiam estar sendo recicladas no processo. Além do que em épocas quentes, como é o caso do início da floração, dependendo das condições climáticas e do horário do dia, esse acréscimo de água as ETAs fez falta a produção em Ponta Grossa.

O lodo gerado pelas ETAs de Ponta Grossa, contendo o carvão ativado adicionado ao processo de tratamento de água, é transferido a ETE mais próxima, designada ETE Verde, para tratamento e disposição final, também de

responsabilidade da SANEPAR.

4.3 ANÁLISE MATEMÁTICA E ESTATÍSTICA

4.3.1 Análise da Qualidade da Água por IQA

A qualidade da água foi avaliada pelo Índice de Qualidade da Água (IQA). Os pontos utilizados para esta análise foram R1, definido pela junção dos rios Jotuba e Pitangui e R4, ponto próximo a captação de água. No ponto R4, além da coleta superficial, foram realizadas coletas na profundidade de 3 metros e no leito da represa.

O índice de qualidade das águas tem como principal objetivo traduzir os parâmetros de qualidade de um determinado corpo hídrico em “nota” de classificação, de modo a facilitar o programa de monitoramento das águas, indicando de forma resumida as alterações temporal e sazonal nesses corpos hídricos (LEITE *et al.*, 2013).

Dada a natureza distinta dos mananciais foram utilizados dois índices: um para a junção dos rios e outro para o reservatório. Tanto o IQA de água de rio, IQA_{ri} quanto do reservatório, IQA_{re} tem um valor entre 1-100, com quatro classes de qualidade: ótimo; bom; regular e ruim.

Os resultados do Índice de Qualidade da Água, durante o período de estudo nos pontos de interesse, calculados a partir da Equação 1, estão representados no Quadro 20.

Os valores de IQA variaram de 42 a 92. O menor valor foi encontrado no ponto de fundo da represa, no mês de março e o maior valor na junção dos rios na coleta de junho. No mês de março foram obtidos os piores resultados de IQA na represa, onde a concentração de cianobactérias estava próxima de 300.000 céls/mL, sendo o auge da floração. Outro parâmetro que influenciou nestes resultados foi a transparência medida através do disco de Secchi, com resultado de apenas 0,2 metros. A transparência da água é afetada basicamente por dois fatores: algas e material em suspensão. Outros parâmetros como DQO, fósforo total e nitrogênio total também influenciaram nos baixos valores de IQA na represa.

	Rios afluentes – R1	Represa de Alagados – R4		
Data	Junção rio Jotuba e Pitangui	Superfície	3 metros	Fundo
26/08/13	83	85	80	81
30/09/13	91	85	86	61
28/10/13	87	83	82	70
02/12/13	87	88	87	86
27/01/14	76	75	73	67
24/02/14	NR	46	NR	NR
31/03/14	83	44	43	42
22/04/14	NR	56	NR	NR
26/05/14	NR	55	NR	NR
30/06/14	92	80	80	63
28/07/14	90	80	82	76
25/08/14	87	83	84	76
Média geral	90	72	82	72
Média SF	86	83	82	74
Média CF	88	56	62	53

Quadro 20: Índice de Qualidade da Água nos pontos R1 e R4 na represa de Alagados de agosto de 2013 a agosto de 2014.

NR – Não Realizado devido ao baixo nível da represa (acesso por barco limitado pela presença de troncos de árvores e bancos de areia).

Os valores de IQA no ponto de junção dos rios Jotuba e Pitangui são apresentados na Figura 29.

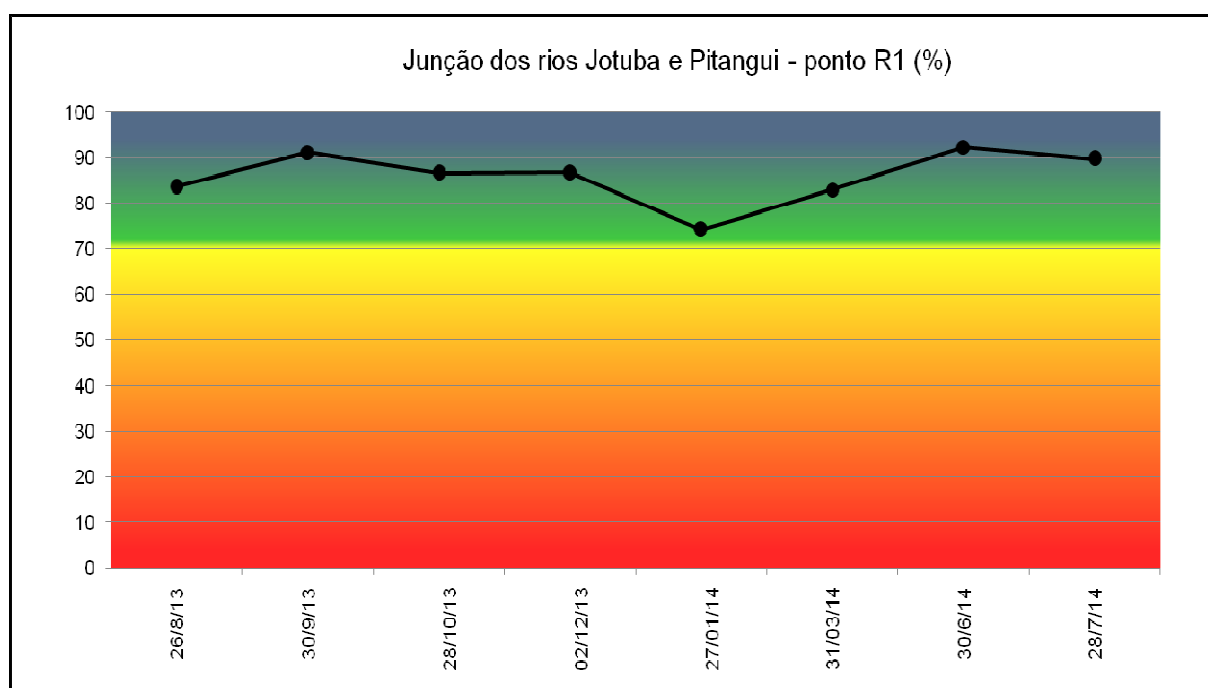


Figura 29: Índice de Qualidade da Água no ponto R1 na represa de Alagados.

Para esse ponto de monitoramento, os valores de IQA se enquadraram nas classificações bom e ótimo. O maior diferencial do IQA do rio em relação ao IQA do reservatório é o parâmetro contagem de cianobactérias, por isso as médias nos períodos sem floração e com floração na junção dos rios foram próximas. Os microorganismos contabilizados no rio são *Escherichia coli*, que se mantiveram na maioria do período de estudo abaixo de 1.000 NMP/100 mL, refletindo em melhores IQAs.

Para o ponto de coleta na represa, R4 superficial, a Figura 30 apresenta os resultados de IQA. Nesse local é possível perceber a piora gradativa da qualidade da água até seu mínimo, no mês de março com classe ruim, e a melhora gradativa até a classe bom na coleta do final do mês de junho. Essa piora está relacionada com os resultados dos parâmetros que caracterizam a floração de cianobactérias. A média do período sem floração se manteve na classe bom, enquanto a média no período com floração resultou em valor de IQA na categoria irregular.

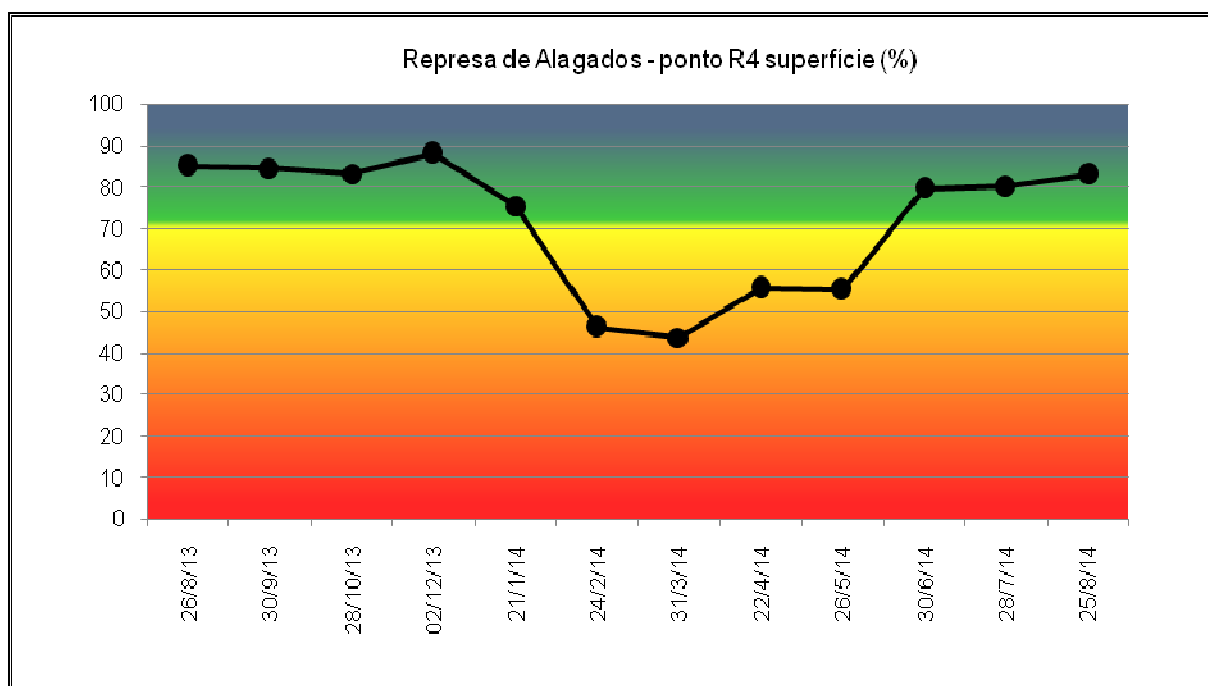


Figura 30: Índice de Qualidade da Água no ponto R4 (superfície) na represa de Alagados.

A Figura 31 representa o IQA no ponto R4 com profundidade de 3 metros. Como a transparência máxima encontrada nesse ponto da represa de Alagados foi de 2,4 metros, a profundidade de 3 metros é considerada a zona afótica, sem luz. Os resultados de IQA seguiram a tendência do ponto de superfície, piorando nos

meses de floração de cianobactérias. Devido à impossibilidade de realizar todas as coletadas programadas, causado pelo baixo nível da represa, nota-se uma brusca piora da qualidade da água no mês de março. A média do período SF se manteve na classe bom, enquanto a média no período CF resultou em valor de IQA na classe irregular.

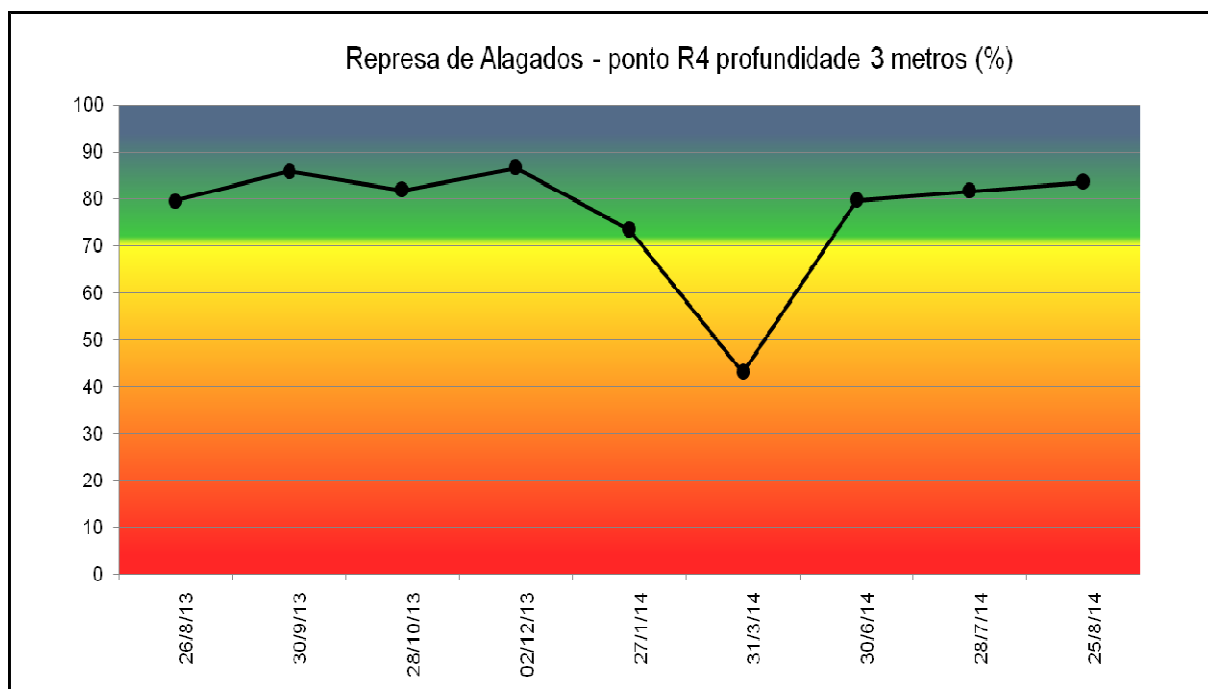


Figura 31: Índice de Qualidade da Água no ponto R4 (3 metros) na represa de Alagados.

A Figura 32 representa o IQA no ponto R4 para o fundo da represa. Um cuidado adicional no momento da coleta foi posicionar a garrafa de Van Dorn alguns centímetros acima no leito da represa, para evitar a entrada de sedimento. Como esperados, nessa região da coluna d'água foram encontrados menores valores de OD, maiores valores de DQO, fósforo total e nitrogênio total, além de cianobactérias no período com floração. Esses resultados contribuíram para que a qualidade da água piorasse, originando picos de mínimo em outros meses, além do pico mínimo no mês de março, refletindo índices na classe regular. A média do período SF se manteve na classe bom, enquanto a média no período CF resultou em valor de IQA na classe irregular.

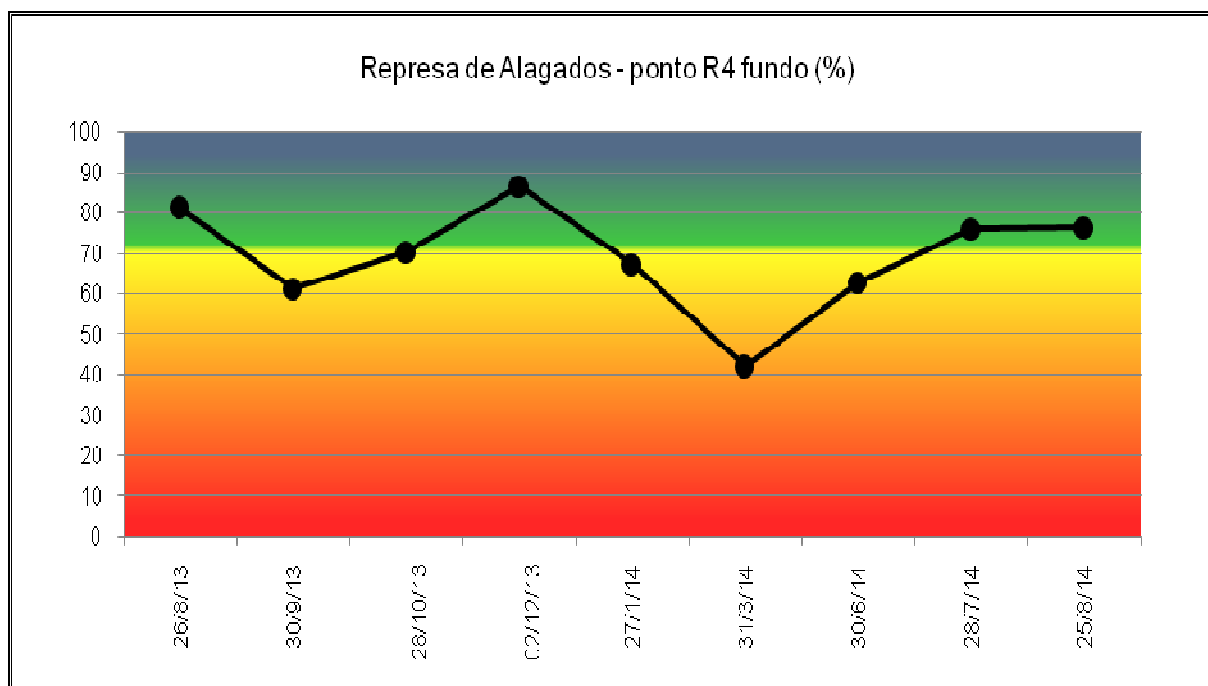


Figura 32: Índice de Qualidade da Água no ponto R4 (fundo) na represa de Alagados.

Em relatório realizado pelo IAP de 1999 a 2004, a represa de Alagados foi classificada pelo IQA com classe III, ou seja, moderadamente degradado. Segundo este relatório a qualidade da água de Alagados é compatível com seus usos múltiplos. No ambiente de Alagados, devem ser adotadas medidas preventivas de saneamento, visando melhorar a condição da qualidade das águas, com especial atenção ao aporte de nutrientes e cargas orgânicas provenientes da ocupação antrópica da bacia hidrográfica onde estão inseridos.

4.3.2 Avaliação da reprodutibilidade da amostragem de água da represa e determinação do número de cianobactérias

Três amostragens foram realizadas no mesmo dia, com intervalos de 10 min, para verificar o efeito da coleta de amostra, bem como foi realizada a contagem de cianobactérias para verificar a análise de variância sobre esses dois aspectos (Tabela 6).

Tabela 6: Efeito da amostragem e da contagem de células de cianobactérias.

Horário	Contagem		
	1	2	3
10:35	12.326	10.193	8.916
10:45	12.076	10.466	12.421
10:55	11.310	10.900	12.533

O valor médio da contagem para as 9 amostragens foi de 11.238 céls/mL. Não foi verificada diferença significativa a 95% de confiança (

Tabela 7). Por outro lado, uma variância global de 1.520.203 células² foi verificada, o que corresponde a um desvio padrão de 1.233 células. Assim, foi adotado que uma diferença do valor real poderia variar em 1.250 células contadas a mais ou a menos devido à variação aleatória.

Tabela 7: ANOVA do Efeito da amostragem e da contagem de células de cianobactérias.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Linhas	2604227.556	2	1302113.778	0.780806758	0.517271	6.944272
Colunas	2886788.222	2	1443394.111	0.865524884	0.487138	6.944272
Erro	6670607.111	4	1667651.778			
Total	12161622.89	8				

4.3.3 Avaliação da floração de cianobactérias por PCA em relação aos parâmetros geográficos, físicos, químicos e biológicos da represa

A floração foi determinada por número de células de cianobactérias por mL de água da represa e sua exploração qualitativa foi realizada com diversas variáveis (Quadro 21). O coeficiente de variação foi de 11,0%, lembrando que a média global de algas foi 11.238 céls/mL e o desvio-padrão 1.233 céls/mL. Logo, a variação pode ser muito grande entre o valor determinado e o real. A quantidade de cianobactérias pode ser dividida em classes para que por PCA fossem observados os padrões dessas classes. Inicialmente foram escolhidas quatro classes (Quadro 22).

	Parâmetro	Símbolo
Geográficas	condições climáticas	CondClim
	nível da represa	NívRepr (m)
	temperatura do ar	Tar (°C)
	temperatura de represa	Tw (°C)
	Mês	Mês
	pluviosidade da bacia	Pluv Bacia (mm)
Químicas	potencial hidrogeniônico	pH
	teor de amônia	NH ₃ (mg/L)
	teor de nitrito	NO ₂ ⁻ (mg/L)
	teor de nitrato	NO ₃ ⁻ (mg/L)
	teor de fósforo total	Ptot (mg/L)
	teor de fósforo reativo	Pr (mg/L)
	oxigênio dissolvido	OD (mg/L)
	demanda química de oxigênio	DQO (mg/L)
	demanda bioquímica de oxigênio	DBO (mg/L)
Físicas	Turbidez	Turb (NTU)
	Condutividade	Conduct (µS/cm)
	Insolação	Insol (h/dia)
	dia natural	Dia natural (h)
Biológicas	severidade de floração	Severidade*
	Floração	Cb (cél/mL)
	<i>Escherichia coli</i>	Ec (NMP/100 mL)

Quadro 21: Parâmetros usados na Análise de Componentes Principais.

* Severidade: classe 1, 2, 3 e 4 conforme Quadro 22.

CLASSE	Cianobactérias	Referência de decisão
1 (cinza*)	Até 2.000 céls/mL	Recomendação da OMS (CETESB, 2013)
2 (vermelho*)	Maior que 2.000 céls/mL até 20.000 céls/mL	Valor máximo permitido pela Portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011).
3 (verde*)	Maior que 20.000 céls/mL até 50.000 céls/mL	Valor máximo referente à Água Doce Classe 2 enquadramento da Resolução 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005b).
4 (rosa*)	Maior que 50.000 céls/mL	Valor acima do enquadramento Água Doce Classe 2. Até 100.000 céls/mL enquadramento Água Doce Classe 3 segundo a Resolução 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005b).

Quadro 22: Classes criadas para discriminar a intensidade da floração de cianobactérias.

* Cor de ilustração das classes nas figuras correspondentes.

A avaliação exploratória qualitativa por PCA de cianobactérias, classificada em 4 classes de acordo com a legislação, mostraram que há sinais muito distintos para os parâmetros (Figura 33), o que exigiu escalamento para viabilizar a

contribuição similar independente da alta ou baixa intensidade de sinal. Houve necessidade de um grande número de variáveis para se obter uma variância elevada, mais de 10 de um total de 21; 10 não se atingiram níveis adequados, conforme é possível visualizar na Figura 34.

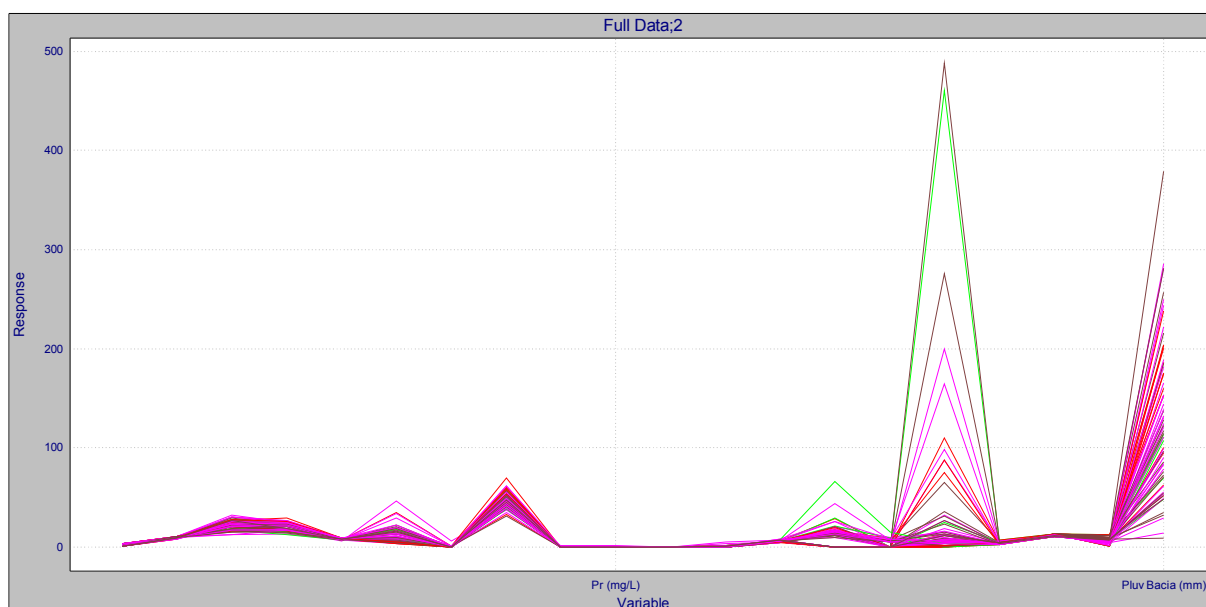


Figura 33: Parâmetros analisados.

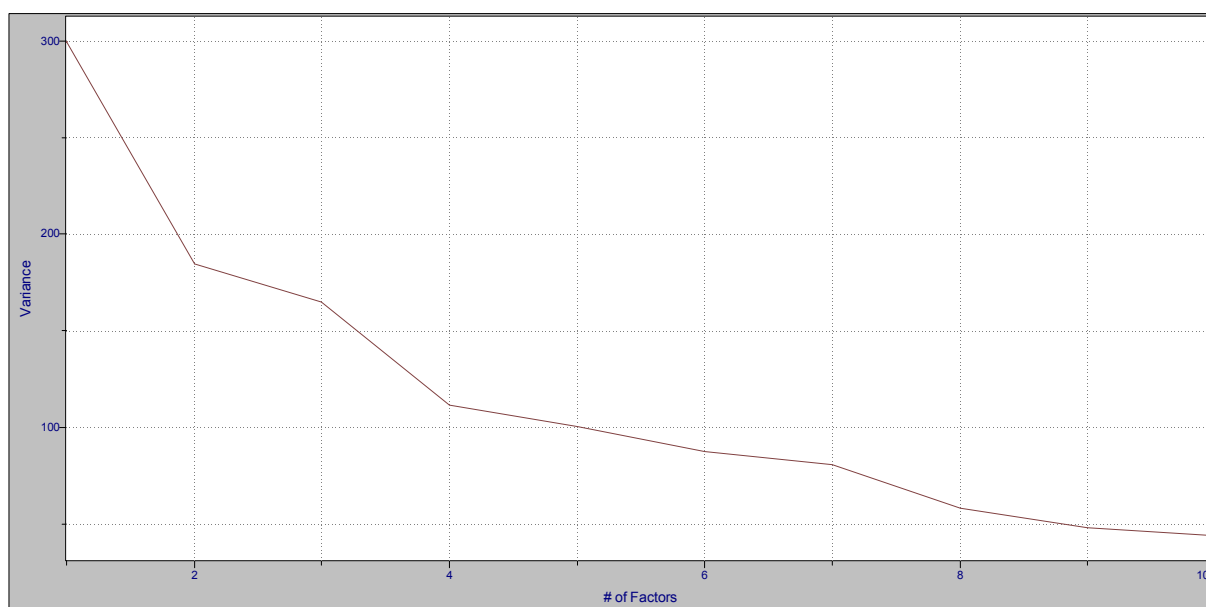


Figura 34: Variância explicada para cada PC.

O conjunto de dados s0804 (abril de 2008) revelou um comportamento atípico (Figura 35) e foi retirado da avaliação de PCA. Os valores deste conjunto para NH_3 (5,69 mg/L), fósforo total (1,66 mg/L) e fósforo reativo (1,39 mg/L) eram muito superiores a média, 0,31, 0,08, e 0,04, respectivamente. Isto pode ser

A apresentação dos escores no plano facilitou a visualização da impossibilidade de separação das classes, pois não houve um agrupamento das classes de mesmas cores, revelando uma explicação do fator 1 = 19,1% e fator 2 = 12,8% (Figura 37).

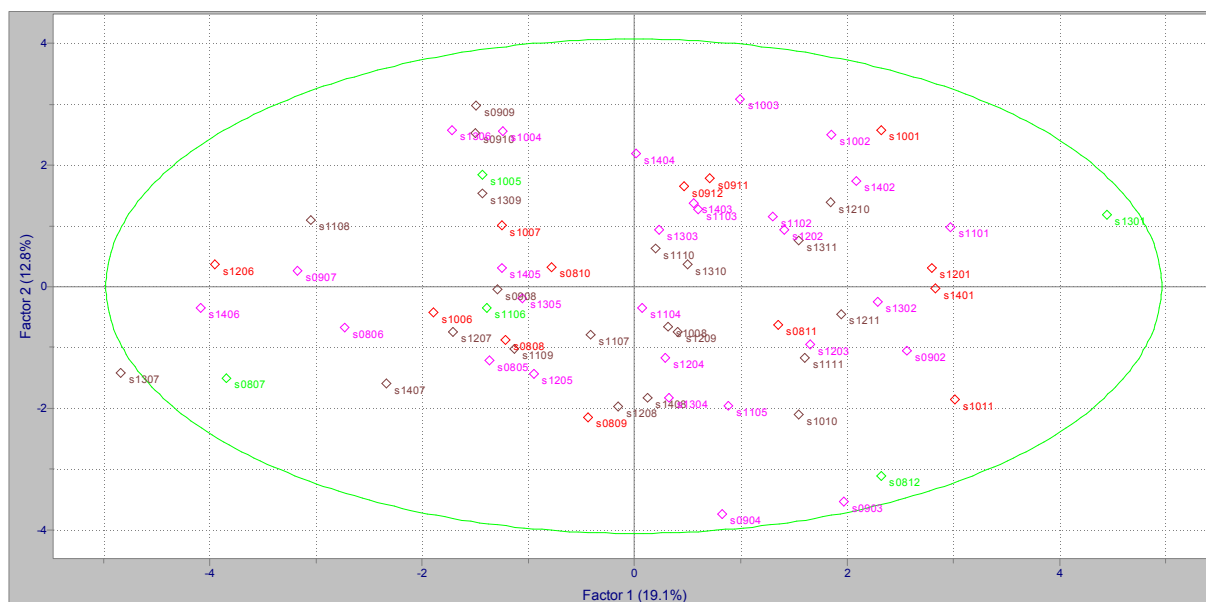


Figura 37: Escores da PC1 x PC2.

As amostras com escores mais positivos (a direita), revelaram os parâmetros que favorecem a floração com correlação positiva, como a temperatura da água (T_w), temperatura do ar (T_a), dia natural (Dia natural) e pH (Figura 38). Os escores negativos (a esquerda), como turbidez (Turb), *Escherichia coli* (Ec), nível da represa (NívRepr) apresentaram correlação negativa. O dia natural maior era esperado favorecer a floração, período em que a incidência de luz é maior (YUNES, 2003). Do mesmo modo, uma temperatura mais elevada no meio gasoso ajuda a aquecer o meio líquido (CETESB, 2014). O aumento de temperatura do meio de cultivo favorece o desenvolvimento celular, desde que não ultrapasse os limites de inibição celular (ESTEVES, 1998; VON SPERLING, 1995). Cianobactérias preferem se desenvolver em ambientes com pH mais elevados (ANDREOLI e CARNEIRO, 2005), e o aumento desse parâmetro na água pode estar relacionado ao crescimento dos organismos e o aumento da taxa de respiração que afetam a dinâmica química das águas, alterando os níveis de oxigênio e dióxido de carbono, interferindo na vida aquática e influenciando o pH das águas (ESTEVES, 1998).

A turbidez menor favorece a transmissão da luz no meio aquoso e, portanto,

disponibiliza energia radiante para fotossíntese das cianobactérias. O menor nível da represa reduz sua área superficial, concentra os nutrientes (SOSNOVSKY e QUIRÓS, 2006), bem como a densidade de radiação para viabilizar a fotossíntese. A menor presença de *Escherichia coli* provoca menos competição microbiana, possivelmente, com as cianobactérias.

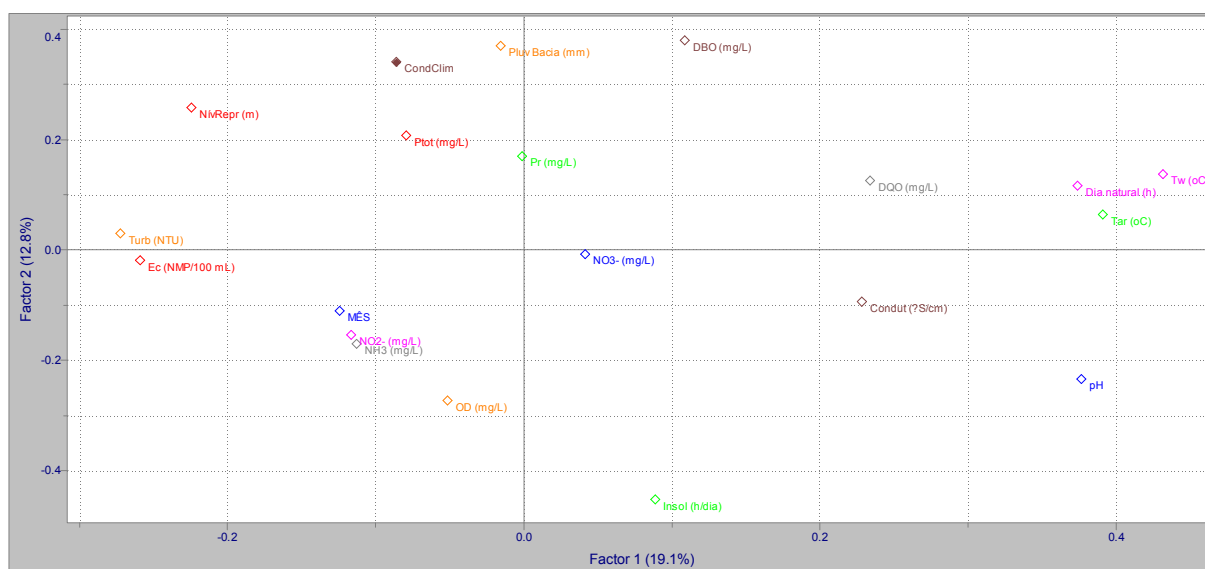


Figura 38: Loadings da PC1 x PC2.

4.3.4 Avaliação das variáveis da floração de cianobactérias por HCA

A avaliação utilizando a Análise Hierárquica de Agrupamentos resultou em um dendrograma para amostras (Figura 39) incapaz de separar subconjuntos com maiores e menores quantidades de cianobactérias perfeitamente. A similaridade para 0,500 tem-se 9 subconjuntos. O último destes (vermelho mais escuro) contém 9 elementos (Figura 40) e são compostos por s1311, s1210, s1310, s1211, s1111, s0811, s1011, s1010 e s0812. Isto revelou uma boa consistência para dados de outubro (anos 2012, 2013 e 2010) e novembro (anos 2013, 2012, 2011 e 2010). Os valores de cianobactérias geralmente pertencem todos a classe 1 (até 2.000 céls/mL), mas também ocorre para classe 2 (s0811 e s1011) e 3 (s0812) (Figura 41), o que confirma a complexidade do sistema frente às informações presentes.

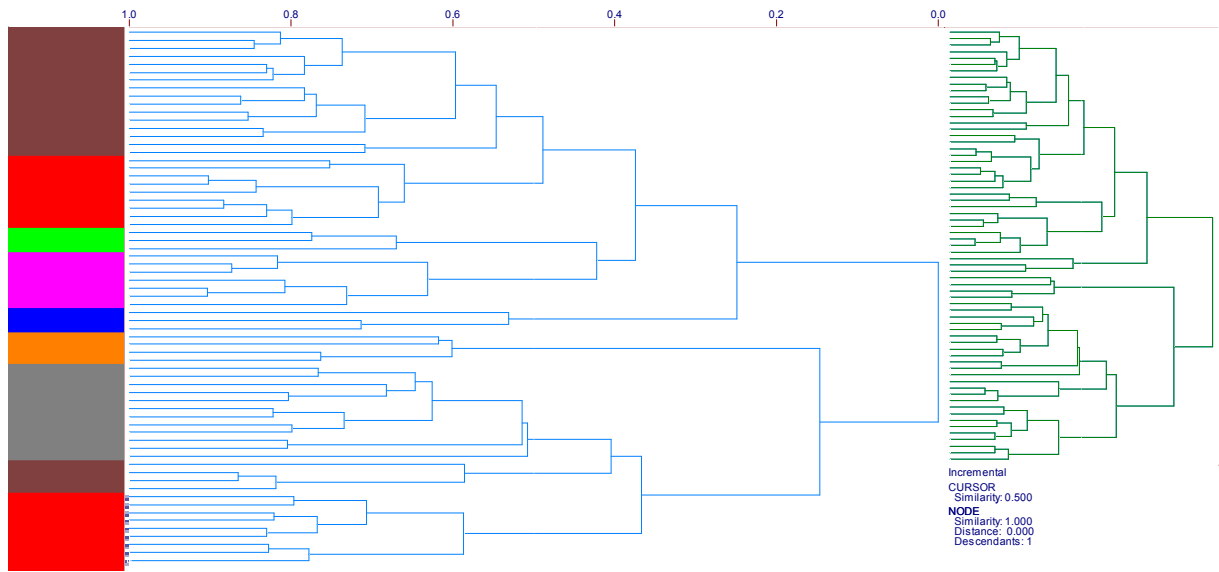


Figura 39: Dendrograma do HCA das amostras e subdivisão de subconjuntos com similaridades de 0,500.

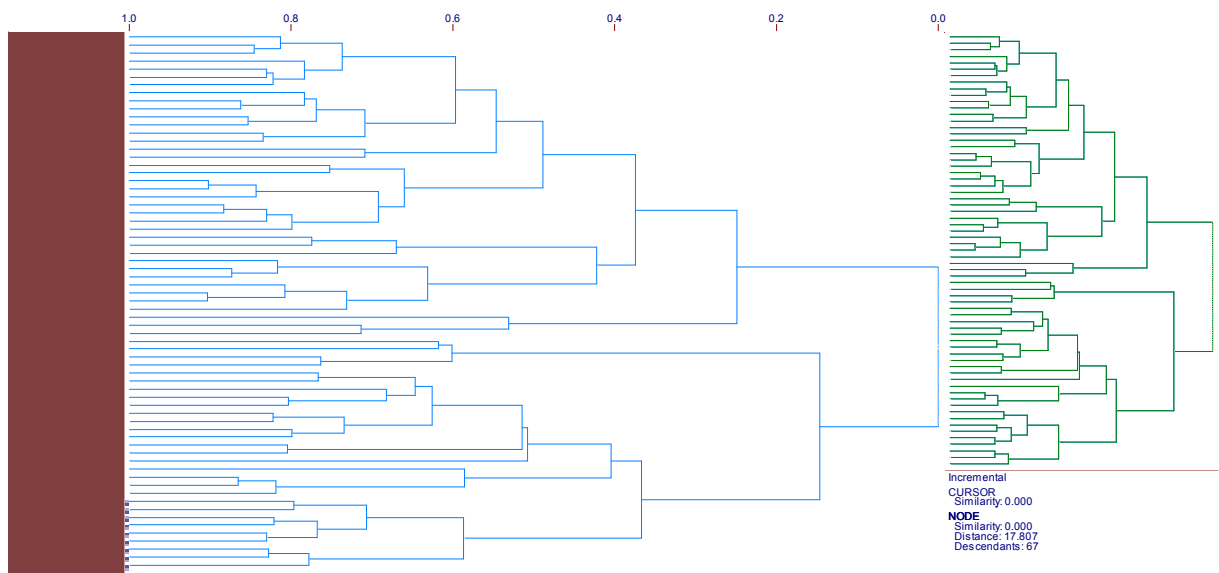


Figura 40: Dendrograma do HCA das amostras e subdivisão de subconjuntos com similaridades de 0,500 para o subconjunto com 9 elementos.

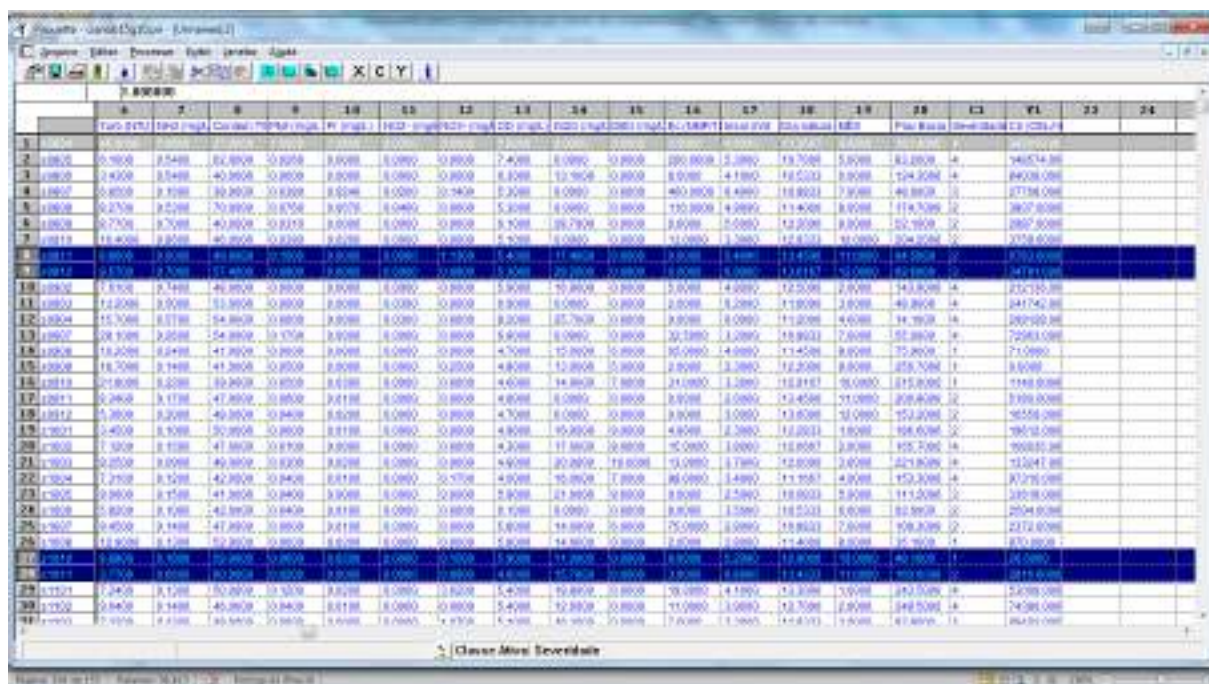


Figura 41: Dendrograma do HCA das amostras selecionadas (em cima) e alguns valores de cianobactérias deste subconjunto (embaixo).

A origem da impossibilidade de separar as classes pode ser mais bem entendida se puder ser feita uma análise da relação entre as variáveis para definir erros grosseiros. A íntima relação entre condição climática (CondClim), índice pluviométrico da bacia (Pluv Bacia) e nível da represa (NivRepr) é lógica, pois condição de chuva, leva a maior precipitação e, consequentemente, um aumento do nível da represa (Figura 42). A íntima relação entre a DBO e DQO também são compatíveis, pois não há afluente de indústria com tecnologia inorgânica que justifique o fenômeno.

Por outro lado, é mais difícil justificar uma proximidade tão intensa entre nitrito e *Escherichia coli*, e delas com a insolação. Outro exemplo é a proximidade entre a turbidez e amônia e destas com oxigênio dissolvido. Estes fatos fazem crer que os estudos devam continuar, usando técnicas analíticas mais robustas, estender a outros parâmetros e com repetições para que se possa prever o erro experimental.

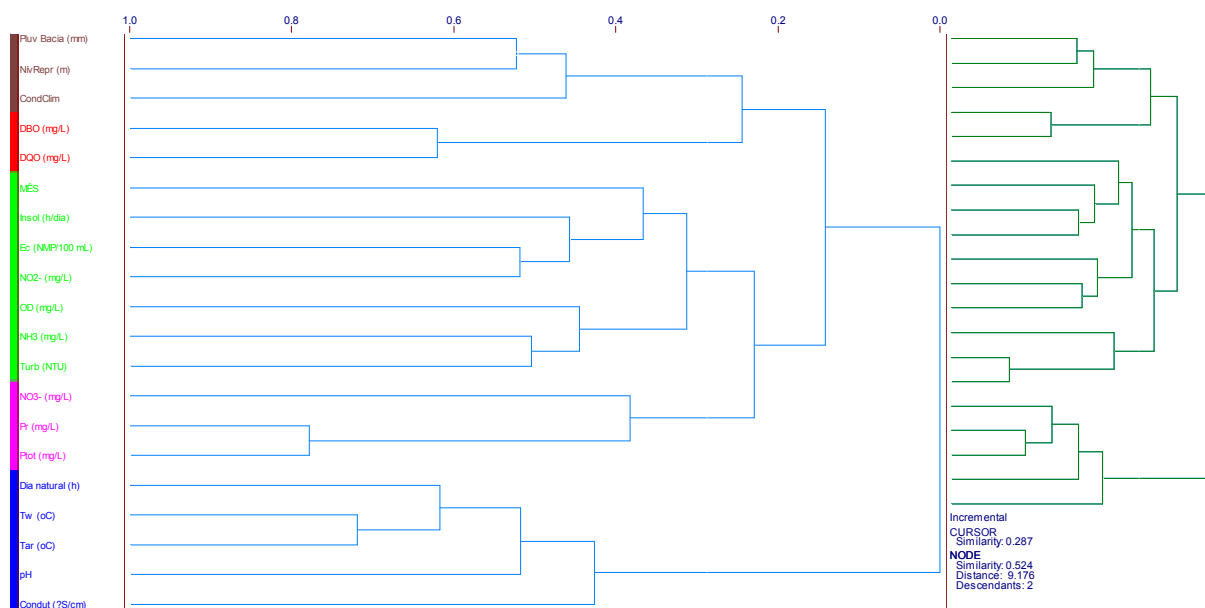


Figura 42: Dendrograma do HCA das variáveis.

4.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Na Bacia do Manancial de Alagados, vários fatores são relatados como contribuintes para eutrofização e consequente floração de cianobactérias. Baseado em ferramentas de manejo de ambientes lacustres como ILBM (Integrated Lake Basin Management), levando em consideração o melhoramento contínuo da governança da bacia do lago, integrando instituições, políticas, participação da população, informação, tecnologia e financiamento (NAKAMURA e RAST, 2011), dentre os principais desafios para a gestão da represa de Alagados, é possível citar:

- **Diminuição do aporte de nutrientes na bacia.** Há mais de uma década estão ocorrendo proliferação de cianobactérias na represa (SANEPAR, 2014b), sendo uma consequência imediata do processo de eutrofização. Como principais fontes de nutrientes na bacia se destacam as atividades agrícola e pecuária. Existem animais que bebem a água diretamente na margem da barragem; instalações pecuárias nem sempre seguindo a legislação adequada, especialmente no que diz respeito ao lançamento de efluentes; uso intensivo de fertilizantes e pesticidas, bem como lavagem de máquinas agrícolas na água da bacia; ausência de mata ciliar em muitos trechos; etc.

- **Melhoraria do acesso à informação e à educação ambiental.** Apesar de notícias a respeito da represa de Alagados estarem sendo publicadas em jornais e revistas, especialmente alertando para os impactos sofridos na região, e a

população receber, mesmo que precariamente, informações sobre educação ambiental, esses pontos precisam ser melhorados. É necessário criar ferramentas de compartilhamento dos resultados das pesquisas que estão sendo realizadas na bacia; fortalecer a troca de informações entre os grupos de estudo e os moradores, turistas e agricultores porque, infelizmente, a maioria da população desconhece a toxicidade das florações de cianobactérias que ocorrem na represa de Alagados.

- **Participação da população.** Buscando melhorar a consciência de cuidar do meio ambiente, agindo de forma local, primeiramente é necessário conhecer o pensamento dos moradores e agricultores a respeito da represa e a importância de protegê-la. Compartilhar o conhecimento adquirido, mostrando a situação atual e histórica da qualidade da água da bacia e do uso e ocupação do solo. Reforçar aos moradores e agricultores a importância de seguir as leis e respeitar as áreas de proteção ambiental e preservação permanente (APA e APP). Além de criar programas de educação ambiental, com a participação da população, especialmente das crianças. É de suma importância preservar a história local, promover o uso sustentável e o contato da população com a natureza. Hoje uma parte da sociedade já possui visão das questões ambientais, porém poucos têm comprometimento.

- **Diminuição da erosão e assoreamento.** Devem ser tomadas medidas urgentes para conter o assoreamento na represa de Alagados e consequente redução da capacidade de armazenamento de água. Embora a erosão e lixiviação também seja um processo natural, a solução para este problema seria estabilizar a erosão excessiva, de modo que as medidas corretivas em longo prazo, como desassoreação, não sejam necessárias ou, pelo menos, demorem mais tempo para acontecer. A recuperação e proteção das matas ciliares são medidas que impediriam que os materiais oriundos da lixiviação chegassem diretamente nos rios e lago, além do que, as matas auxiliam na absorção de nutrientes.

- **Casas construídas ilegalmente.** Desde 2001 está em processo a demolição de casas construídas ilegalmente às margens da represa. Todas as propriedades construídas nas margens de Alagados, dentro de uma faixa de 100 metros do lago, devem ser demolidas. De acordo com o Ministério Público do Paraná (PM-PR), as casas foram construídas em Área de Preservação Permanente (APP), que é contra a lei (PASEVI10, 2014; PORTO AMAZONAS CONECTADO, 2014). A demolição permitiria a recuperação de áreas degradadas, e remediaria possíveis despejos de esgoto doméstico sem tratamento (direto e indireto) além do

lixo que se acumula em determinadas áreas. Entretanto até o final de 2015, as casas não foram demolidas e até mesmo novas casas estão sendo construídas na represa. Respeitar a APA da Escarpa Devoniana a que pertence à represa de Alagados, que delimita e restringe o uso antrópico no domínio da APP, faz parte da nossa legislação e esforços devem ser tomados pelos órgãos competentes para que a lei seja cumprida.

- **Ciência e tecnologia.** O monitoramento é uma ferramenta utilizada para conhecer o estado atual e futuro da bacia. Novas tecnologias e melhorias no monitoramento são necessárias continuamente e intensamente. Promover iniciativas tecnológicas com o objetivo de reduzir o uso de fertilizantes químicos e pesticidas na bacia, bem como adequar o manejo do solo; aumentar o monitoramento da qualidade da água da bacia, especialmente em períodos de floração de cianobactérias, para melhor compreensão do processo de floração; através de ferramentas computacionais como o GIS (Sistema de informação Geográfica), analisar o estado atual e futuro da bacia em termos de quantidade e qualidade da água e propor um modelo preditivo; inserir a análise de sedimentos na bacia para avaliar o comportamento de fósforo e outros parâmetros na interface sedimento / coluna d'água, permitindo analisar o histórico de fósforo depositado no leito da bacia ao longo das últimas décadas, determinado através do testemunho de sedimentos.

- **Comprometimento e busca por resultados.** Além do Comitê da Bacia do rio Tibagi, que atua desde 2006 na bacia, existia de 2004 a 2013 o grupo de gestão local chamado Grupo Gestor Alagados, que visava reduzir os impactos sobre a barragem e, conseqüentemente, melhorar a qualidade da água (ANEP, 2012; UEPG NOTÍCIAS, 2014). Outro importante grupo que estava desenvolvendo pesquisas e trabalho havia 23 anos na bacia de Alagados, chamado Núcleo de Estudos em Meio Ambiente (NUCLEAM), encerrou suas atividades em 2014. É de suma importância que o Grupo Gestor Alagados retorne a trabalhar unido, agrupando cerca de 20 instituições (públicas, privadas e residentes), cada uma com suas características particulares e grupo técnico, buscando continuamente a melhoria da qualidade da água na bacia. No entanto, cada instituição deverá possuir suas metas e planos bem definidos, de acordo com a sua função, estrutura e experiência.

- **Incentivo financeiro.** Através de parcerias com órgãos públicos e setores privados, são necessários investimentos de modo que planos de ação sejam implementados e mantidos na bacia de Alagados. Recursos financeiros devem ser

buscados em empresas públicas e privadas que fazem uso da bacia, também financiamentos por parte dos governos nos níveis estadual, federal e internacional, dependendo do objetivo a ser alcançado. Como exemplos de agência financiadora, existem a Agência Japonesa de Cooperação Internacional (JICA), Caixa Econômica Federal, Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES), entre outros. Além disso, há o programa de pagamento pelo uso da água, direito estabelecido pela Lei 9.433 de 1997, onde as empresas que utilizam água, como captação e despejo de efluentes, devem pagar por este uso, estimulando o uso racional e sustentável dos recursos hídricos. O valor arrecadado é destinado para melhorar o ambiente na própria bacia. Este programa existe no Brasil desde 2006, e no estado do Paraná começou pela bacia do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira em 2013, porém na Bacia de Alagados (Comitê da Bacia do rio Tibagi), até final de 2015, o programa ainda não foi implementado (ANA, 2015).

Estes pontos são os principais desafios atuais encontrados na Bacia de Alagados, visando o desenvolvimento sustentável com responsabilidade e comprometimento na região.

5 CONCLUSÃO

O monitoramento na represa de Alagados tem revelado a floração anual de cianobactérias, sendo dominante o gênero potencialmente tóxico *Cylindrospermopsis* sp.

Durante o período de agosto de 2013 a agosto de 2014, o monitoramento da qualidade da água da represa de Alagados, e seus principais tributários, revelou parâmetros fora dos padrões exigidos pela Resolução CONAMA 375/05, enquadramento classe II e Portaria 2.914/11 do Ministério da Saúde. De acordo com o estudo, os parâmetros legislados não conformes foram: pH; OD; DBO; fósforo total e contagem de cianobactérias. Durante o período de estudo o parâmetro fósforo total obteve valores muito acima do permitido, e do total de amostras analisadas, apenas 11% ficaram dentro do limite estipulado pela legislação. A floração de cianobactérias iniciou em fevereiro, com pico da sua concentração em março (372.536 céls/mL), finalizando no mês de junho. Entretanto os resultados de cianotoxinas ficaram dentro dos limites exigidos pela Portaria 2.914/11.

A floração também impactou negativamente o processo de tratamento da água realizado pela SANEPAR. Comparando os períodos sem e com floração, maiores quantidades de produtos químicos como carvão ativado (1.889,2%), coagulante (19,6%) e polímero (21,0%) foram necessários para o tratamento no período com floração. O custo durante o período com floração de cianobactérias desses produtos químicos foi aproximadamente 58% superior, de R\$ 125.290,57 para R\$ 197.445,34. Além disso, houve maior consumo de água de lavagem dos filtros e intensificação do monitoramento da qualidade da água em todo processo, o que resultou em um aumento no custo da produção da água em Ponta Grossa.

Para melhor compreensão dos resultados, foram utilizadas ferramentas matemáticas como o IQA, PCA e HCA. O IQA demonstrou a piora da qualidade da água na represa de Alagados em período de floração de cianobactérias. Os parâmetros que impactaram negativamente foram: contagem de cianobactérias; transparência; DQO; fósforo total e nitrogênio total. Na PCA houve necessidade de 10 variáveis para se obter uma variância elevada. Os gráficos de *scores* e *loadings* não demonstraram formação de conjuntos isolados, e revelaram uma explicação de fator 1 = 19,1% e fator 2 = 12,8%. O dendograma resultante da HCA para amostras

foi incapaz de separar subconjuntos com maiores e menores quantidades de cianobactérias, porém relações esperadas entre si para condição climática, índice pluviométrico da bacia e nível da represa, e entre DBO e DQO foram confirmadas.

As dificuldades encontradas na análise estatística PCA e HCA podem ser decorrentes da complexidade do processo ambiental, das mudanças de metodologias nas análises durante o período histórico estudado (2008 a 2014), além da impossibilidade técnica de amostragem em todos os períodos, como por exemplo, o de estiagem. Logo, a bases de dados físico-químicas e biológicas devem ser estendidas por um período maior, baseadas em metodologias exatas e precisas, bem como levar em consideração os fatores socioeconômicos de uso e ocupação de solo e tecnologia empregada na região. Esses dados auxiliariam na construção de uma visão global, associado ao SIG, podendo ser utilizadas para prever a quantidade e a qualidade da água na Bacia de Alagados, estabelecendo diretrizes de planejamento, monitoramento ambiental e uso sustentável dos recursos hídricos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA DE NOTÍCIAS DO ESTADO DO PARANÁ, **ANEP**, Curitiba, Publicado em 17/02/2012. Disponível em: <<http://www.aen.pr.gov.br/modules/noticias/article.php?storyid=67772&tit=Governo-discute-o-uso-de-embarcacoes-a-motor-em-represa-dos-Campos-Gerais>> Acesso em: 03/05/2014.

ÁGUASPARANÁ – Instituto das Águas do Paraná. Sistema de Informações Hidrológicas, SIH. Relatório de alturas mensais de precipitação. Disponível em: <<http://www.sih-web.aguasparana.pr.gov.br/sih-web/gerarRelatorioAlturasMensaisPrecipitacao.do?action=carregarInterfaceInicial>>. Acesso em 28/09/2014.

ALBUQUERQUE, F. São Paulo recorre à reserva técnica do Cantareira para garantir abastecimento de água. **Jornal Rede Brasil Atual**, São Paulo 15/05/2014. Disponível em <<http://www.redebrasilatual.com.br/politica/2014/05/sp-recorre-a-reserva-tecnica-do-cantareira-para-garantir-abastecimento-de-agua-3247.html>> Acesso em 03/09/2014.

ANA – Agência Nacional de Águas. Abastecimento Urbano de Água. ATLAS Brasil, v. 1 e 2, Brasília, 2010.

ANA – Agência Nacional de Águas. Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos. Atualizado em março de 2015. Disponível em <<http://www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/cobrancaearrecadacao/cobrancaearrecadacao.aspx>> Acesso em 16/12/2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, **NBR 9896**: Define qualidade da água como o resultado de características físicas, químicas, biológicas e organolépticas de uma água, relacionado com o seu uso para um fim específico. Rio de Janeiro, 1993.

ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. **Gestão integrada de mananciais de abastecimentos eutrofizados**. 1. ed. Curitiba: Editora Gráfica Capital, 2005.

APHA. American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21^a ed. Washington, 2005.

ARAÚJO, R.C.S.; OLIVEIRA, F.H.P.C. **Análise de parâmetros limnológicos de água dos açudes da Prata e do Meio (Pernambuco-Brasil)**. Trabalho apresentado no XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Maceió, 2011.

AZEVEDO, S. M. F. O. Toxinas de cianobactérias: causas e consequências para a Saúde Pública. **Medicina On line**, v. 1, n. 3, 1998.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2.ed. Porto Alegre: Editora Bookman, 2002.

BELÓ, A.; QUINÁIA, S. P.; DE OLIVEIRA, N. K.; WATZLAWICK, L. F. Caracterização de metais em precipitação atmosférica em um Floresta Ombrófila Mista. **Revista Ambiente & Água**, v. 4, n. 2, p. 200-211, 2009.

BONNET, B. R. P. **Relações entre Qualidade da Água e o Uso do Solo em Bacias Hidrográficas no Cerrado Brasileiro: Aspectos Físicos e Sociais e Proposição de Diretrizes**. 104 f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) – Setor de Ciências Ambientais, Universidade Federal de Goiás, 2007.

BRANDÃO, C. T. P. **Cianobactérias e Saúde Pública no Brasil**. 76 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Humana e Ambiente) – Setor de Biologia Animal, Universidade de Lisboa, 2008.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução 359 de 29 de abril de 2005. **Diário oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, nº 83, de 03/05/2005a, p. 63-64. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=463>> Acesso em 02/05/2014.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução 357 de 17 de março de 2005. **Diário oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, nº 53, de 18/03/2005b, p. 58-63. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>> Acesso em 02/05/2014.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 635/Bsb, de 25 de dezembro de 1975. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 30/01/1976. Disponível em: <[lproweb.procempa.com.br/pmpa/prefpoa/sms/usu_doc/portaria635.pdf](http://proweb.procempa.com.br/pmpa/prefpoa/sms/usu_doc/portaria635.pdf)> Acesso em 02/05/2014.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 2914 de 12 de dezembro de 2011. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF de 12/12/2011. Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html> Acesso em 02/05/2014.

BROOKE, D.; RIBEIRO, D.; RODRIGUES, L.; CAMPOS, M.; MENDES, R. **Algas e seus impactos em sistemas de tratamento de água para abastecimento: Estudo de Caso Sistema Guarapiranga**. Microbiologia aplicada a Operações e Processos de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2008.

BRUNELLA, P. V. **Análise da Influência da Precipitação Pluviométrica e do Uso do Solo sobre a Qualidade da Água em Micro-bacias Hidrográficas do Nordeste Paraense, Amazônia Oriental**. 174 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Setor de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, 2011.

BRYHN, A. C.; HAKANSON, L. Eutrophication: model before acting. **Science**, v. 324, p. 723, 2009.

BUENO, L. F. **Estudo da Eutrofização na Represa Alagados, Ponta Grossa-PR**. 86 f. Dissertação (Mestrado em Química) - Setor de Ciências Exatas, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2010.

BUSATO, R. H. **Monitoramento do Reservatório Alagados, Ponta Grossa – Paraná com ênfase em cianotoxinas**. 59 f. Trabalho de Graduação (Bacharel em Ciências Biológicas) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

CALANDRINO, E. S., PAERL, H. W. Determining the potential for the proliferation of the harmful cyanobacterium *Cylindropermopsis raciborskii* in Currituck Sound, North Carolina. **Harmful Algae**, v. 11, p. 1-9, 2011.

CALIJURI, M. C.; ALVES, M. A.; DOS SANTOS, A. C. A. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais**. 1.ed. São Carlos: Editora Rima, 2006.

CAMPOS, M. L. A. M. **Introdução a biogeoquímica de ambientes aquáticos**. 1. ed. Campinas: Editora Átomos, 2010.

CARNEIRO, T. G.; LEITE, F. **Cianobactérias e suas toxinas**. **Revista Analytica**, v. 1, n. 32, p. 36-41, 2008.

CASTRO, L. M. A. de. **Proposição de Metodologia para Avaliação dos Efeitos da Urbanização nos Corpos de Água**. 321 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Setor de Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

CARMICHAEL, W.W. The toxins of Cyanobacteria. **Scientific America**, v. 270, n. 1, p. 78- 86, 1994.

CERH – CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS – PR. **Bacias hidrográficas do Paraná – Bacia do rio Tibagi**. Folder institucional, 2006.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Noções Básicas e Contagem de Algas – Fitoplâncton de Água Doce**. Setor de Transferência de Conhecimento Ambiental, São Paulo – SP, 2004.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Manual de cianobactérias planctônicas: legislação, orientações para o monitoramento e**

aspectos ambientais. São Paulo, 2013. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/>>. Acesso em 01/05/2015.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Águas Superficiais, variáveis de qualidade das águas. São Paulo, 2014. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/%C3%81guas-Superficiais/34-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-das-%C3%81guas>>. Acesso em 02/05/2014.

CHORUS, I.; BARTRAM, J.; Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management. Publicado pela WHO, Londres: Editora E & FN Spon, 1999.

CLEEMPUT, O. V.; BOECKX, P. Alteración del ciclo del nitrógeno por las actividades agrícolas, sus consecuencias ambientales y sobre la salud humana. **Gayana Botánica**, v. 62, n. 2, p. 98-109, 2005.

CLEMENTE, Z. **Monitoramento do reservatório Alagados, Ponta Grossa (PR) através de biomarcadores e análises de cianotoxinas**. 88 f. Dissertação (Mestrado em Farmacologia) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

CYANOSITE – Supported by Biological Sciences at Purdue University and by Wichita State University. Disponível em: <<http://www-cyanosite.bio.purdue.edu/images/images.html>> Acesso em 27/09/2014.

CONLEY D. J.; PAERL, H. W.; HOWARTH, R. W.; BOESCH, D. F.; SEITZINGER, S. P.; HAVENS, K. E.; LANCELOT, C.; LIKENS, G. E. Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. **Science - Policy Forum**, v. 323, p. 1014-1015, 2009.

CORREIA NETO, S. J.; MAINIER, F. B.; MONTEIRO, L. P. C. **A importância do reúso de água em centros de treinamento de combate a incêndio**. Trabalho apresentado no VI Congresso Nacional de Excelência em Gestão, Niterói, Rio de Janeiro, 2010.

DA SILVA, C. A.; OLIVEIRA FILHO, P.C.; MARTINS, K.G. Análise multitemporal do uso e cobertura do manancial alagados e de seu entorno na região de Ponta Grossa-PR. **Ciência e Natura**, v. 35, n. 1, p. 24-32, 2013.

DE JULIO, M.; FIORAVANTE, D. A.; SELHORST FILHO, O.; GRAHAM, N. J. D. Remoção de cianobactérias de água proveniente de manancial Brasileiro eutrofizado, utilizando os diagramas de coagulação para o sulfato de alumínio e PAC. **Engenharia Civil - UM**, n. 37, 2010.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**, v. 1 e 2, 2.ed. São Carlos, Editora: RIMA, 2005.

DIAGNÓSTICO DO PLANO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TIBAGI – DIAGNÓSTICO BHT. Governo do Estado do Paraná, 2009.

DIAS, M. H. B. **Distribuição de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo de uma secção transversal do manguezal no Estuário da Baía de Vitória**. 37 f. Trabalho de Graduação (Bacharelado em Oceanografia). Universidade Federal do Espírito Santo, 2005.

EMATER - INSTITUTO PARANAENSE DE ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL. **Relatório de vistorias das propriedades rurais na bacia de Alagados**. Relatório técnico. Ponta Grossa, 2009.

ESTEVES, F. de A. **Fundamentos da limnologia**. 2.ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 1998.

FALCONER, I. R.; BARTRAM, J.; CHORUS, I.; KUIPER-GOODMAN, T.; UTKILEN, H.; BURCH, M.; CODD, G. A. - "Safe levels and safe practices", in Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management, editado por Ingrid Chorus e Jamie Bartram, London and New York, E & FN SPON, 1999.

FERRO, H. L. Grupo Gestor apresenta resultados. **Jornal Diário dos Campos**, Ponta Grossa, quinta feira, 8 de julho de 2010, Caderno A, p. 4.

FREITAS, A. M.; SIRTORI, C.; PERALTA-ZAMORA, P. G. Avaliação do potencial de processos oxidativos avançados para remediação de águas contaminadas com geosmina e 2-MIB. **Química Nova**, v. 31, n. 1, p. 75-78, 2008.

GEO Brasil, Recursos Hídricos. Ministério do Meio Ambiente, Agência Nacional de Águas, Programa da Nações Unidas para o Meio Ambiente. MMA. 264 f. ANA, 2007.

GOMES, J. **Avaliação da floração da cianobactéria *Cylindropermopsis raciborskii* na Represa de Alagados, Ponta Grossa, Paraná**. 103 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente Urbano e Industrial) – Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

GOMES, J.; BELÓ, A.; QUEIROZ, S. M. P.; WEINSCHUTZ, R.; JORGE, R. M. M.; GONTARSKI, C. A. U.; MATHIAS, A. L. **Efeito da temperatura da água e da insolação na floração de cianobactéria na represa de Alagados**. Trabalho apresentado no XI Congresso Nacional de Meio Ambiente de Poços de Caldas, Minas Gerais, 2014.

GONÇALVES, D. R. P. **Avaliação da qualidade das água das sub-bacias da Represa de Alagados e sua relação com os diferentes sistemas de uso das terras**. 101 f. Trabalho de Graduação (Bacharel em Agronomia) – Setor de Ciências Agrárias e de Tecnologia, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2011.

GOOGLE MAPS, Foto satélite da represa de Alagados. Disponível em: <<https://www.google.com.br/maps/search/alagados+ponta+grossa+pr/@-25.0147511,-49.9982761,10611m/data=!3m1!1e3>> Acesso em 09/10/2014.

GOULART, C. F. Diagnóstico e zoneamento ambiental da Represa Alagados. Ponta Grossa. 51 f. Trabalho de Pós-Graduação (Especialização em Gestão Ambiental) UEPG. 2001.

GRAHAM, L. E.; WILCOX, L. W. **Algae**. Upper Saddle River, N.J.: Editora Prentice Hall, 2000.

GRASSI, M. T. As águas do planeta Terra. **Caderno Temático de Química Nova na Escola**, n.1, p. 31-40, Edição especial, 2001.

HITZFELD, B. C.; HÖGER, S. J.; DIETRICH, D. R. Cyanobacterial Toxins: Removal during drinking water treatment, and human risk assessment. **Environmental Health Perspectives**, v. 108, p. 113-121, 2000.

HRUDEY, S. E.; BURCH, M.; DRIKAS, M.; GREGORY, R. "Remedial Measures", in Toxic Cyanobacteria in Water, editado por Ingrid Chorus e Jamie Bartram, London e New York, E & FN SPON, 1999.

HUSZAR, V. L. M.; CARACO N.F.; ROLAND F.; COLE J. Nutrient-chlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit? **Biogeochemistry**, v. 79, p. 239-250, 2006.

IAP – Instituto Ambiental do Paraná. Monitoramento da qualidade das águas dos reservatórios do Estado do Paraná, no período de 1999 a 2004. Curitiba, 2004.

IAPAR – Instituto Agrônômico do Paraná. Mapas climáticos do Estado do Paraná. Disponível em:
<<http://www.iapar.br/modules/contando/conteudo.php?conteudo=677>> Acesso em: 15/06/2014.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Produção da Pecuária Municipal v. 41, 2013.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Indicadores - Estatística da Produção Pecuária, março de 2015.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Indicadores de Desenvolvimento Sustentável n. 9, 2012.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. Banco de Dados BDMEP. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>>. Acesso em 04/12/2014.

JACOBY, C. A.; FRAZER, T. K. Eutrophication: Time to adjust expectations. **Science**, v. 324, p. 723-724, 2009.

KARLSSON, J.; BYSTROM, P.; ASK, J.; PERSSON, L.; JANSSON, M. Light limitation of nutrient-poor lake ecosystems. **Nature**, v. 460, p. 506-510, 2009.

LAGOS, N.; ONODERA, H.; ZAGATTO, P.A.; ANDRINOLO, D.; AZEVEDO, S. M. F. Q.; OSHIMA, Y. The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. **Toxicon**, v. 37, n. 10, p. 1359-1373, 1999.

LANGE, F. L. P. **Os Campos Gerais e sua princesa**. Curitiba: COPEL, 1998.

LEITE, D. A. N. O.; DE GODÓI, D. R.; MARIANO, A. P.; PIÃO, A. C. G.; DE ANGELIS, D. F. Avaliação dos parâmetros do Índice de Qualidade de Água segundo o modelo estatístico Arima. **HOLOS Environment**, v. 13, n. 1, p. 25, 2013.

LOVELOCK, J. **Gaia: Alerta Final**. Tradução de Vera de Paula Assis e Jesus de Paula Assis. 1.ed. Rio de Janeiro: Editora Intrínseca, 2010.

LUO, L.; QIN, B.; YANG, L.; SONG, Y. Total inputs of phosphorus and nitrogen by wet deposition into Lake Taihu, China. **Hydrobiologia**, n. 581, p. 63-70, 2007.

MOITA NETO, J. M. Estatística multivariada, uma visão didática-metodológica, 2004. Disponível em: <http://criticanarede.com/cien_estatistica.html>. Acesso em 15 de julho de 2015.

MARINS, R. V.; PAULA FILHO, F. J.; ROCHA, C. A S. Geoquímica de fósforo como indicadora da qualidade ambiental e dos processos estanuários do Rio Jaguaribe – Costa Nordeste Oriental do Brasil. **Química Nova**, v. 30, n. 5, p. 1208-1214, 2007.

MORO, J. C.; COSTA, E. T. V.; MILANESE, S.; MORO, R. S. Comparação da cobertura vegetal nas áreas de preservação permanente na represa de Alagados (PR), de 1980 a 2001. **Publicatio UEPG - Ciências Biológicas e da Saúde**, v. 11, n. 2, p. 13-20, 2005.

MOTA, S. Preservação e conservação de recursos hídricos. 2.ed. Rio de Janeiro: Editora: ABES, 1995.

NAKAMURA M.; W. RAST. Development of ILBM Platform Process: Evolving Guidelines through Participatory Improvement. Shiga University, Japan: Research Centre for Sustainability and Environment (RCSE) – Shiga University and ILEC, 2011.

NUCLEAN – NÚCLEO DE ESTUDOS EM MEIO AMBIENTE, **Bacia hidrográfica do manancial Alagados. Relatório**. Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2002.

PÁDUA, H. B. Cianotoxinas e outras intrigantes ocorrências em criações de organismos aquáticos, 2002. Disponível em: <www.jundiai.com.br/abrappesq/>. Acesso em 24 de janeiro de 2014.

PAVESI10 BlogPost. Publicado em 18/10/2014. Disponível em: <<http://pavesi10.blogspot.com.br/2014/10/justica-determina-demolicao-de-casas-na.html>> Acesso em 03/08/2015.

PICCINI, C.; AUBRIOT, L.; FABRE, A.; AMARAL, V.; GONZÁLES-PIANA, M.; GIANI, A.; FIGUEIREDO, C.C.; VIDAL, L.; KRUK, C.; BONILLA, S. Genetic and eco-physiological differences of South American *Cylindropermopsis raciborskii* isolates support the hypothesis of multiple ecotypes. **Harmful Algae**, v. 10, p. 644-653, 2011.

PILATTI, F. **Bacia Hidrográfica do Manancial Alagados**. Relatório Técnico, UEPG/ COPEL/ SANEPAR/ ALL/IAP, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2002.

PORTO AMAZONAS CONECTADO. Porto Amazonas, Publicado em 17/10/2014. Disponível em: <<http://portoamazonas.com/justica-determina-demolicao-de-imoveis-as-margens-de-represa/>> Acesso em 03/08/2015.

PYO, D.; MOON, D. Adsorption of Microcystin LR by Activated Carbon Fibers. **Bull. Korean Chem. Soc**, v. 26, n.12, p. 2089-2092, 2005.

REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas Doces no Brasil - Capital Ecológico, Uso e Conservação**, 2.ed. São Paulo: Editora Escrituras, 2006.

REPULA, C. M. M. **Avaliação da qualidade das águas do córrego viaduto através de análises físico-químicas**. Trabalho de Graduação (Bacharelado em Química) - Setor de Ciências Exatas, Universidade Estadual do Centro-Oeste, Guarapuava, 2006.

SALAS, H.J.; MARTINO, P. A simplified phosphorus throphic state model for warmwater tropical lakes. **Water Resources**, v. 25, n.3, p. 341-350, 1991.

SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná. **Relatórios Internos**. Unidade Regional de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2003.

SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná. **Avaliação ambiental da represa do Alagados, manancial de Ponta Grossa – PR**. Parecer Técnico 034/2010-USHI. Curitiba, 2010.

SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná. **Excelência na gestão e operação dos laboratórios descentralizados de água**. 4.ed. Material de Treinamento, 2013a.

SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná. **Qualidade da Água Excelência Humana**. Programa de educação e qualificação, módulo operacional. Material de Treinamento, 2013b.

SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná. **SNS – Sistema Normativo da SANEPAR**. Relação de Instruções de Trabalho no Laboratório – IT/LAB. Ponta

Grossa, 2014a.

SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná. **Relatórios Internos**. Parâmetros de tratamento de água. Ponta Grossa, 2014b.

SANTOS, O. C. de O. **Análise do uso do solo e dos recursos hídricos na micro-bacia do Igarapé Apeú, Nordeste do Estado do Pará**. 270 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Setor de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2006.

SANTOS, J. S.; SANTOS, M. L. P; OLIVEIRA, E. Estudo da mobilização de metais e elementos-traços em ambientes aquáticos do semi-árido brasileiro aplicando análises de componentes principais. **Química Nova**, v. 31, n. 5, p. 1107-1111, 2008.

SCHINDELER, D. W.; HECKY, R. E. Eutrophication: More nitrogen data needed. **Science**, v. 324, p. 721-722, 2009.

SENS, M. L.; DE MELO FILHO, L. C.; MONDARDO, R. I.; PROENÇA, L. A. D. Ozonização: uma alternativa para o tratamento de água com cianobactérias. **Revista de Ciência & Tecnologia**, v. 13, n. 25/26, p. 47-54, 2005.

SHARPLEY, A. N. Depth of surface soil-runoff interaction as affected by rainfall, soil slope, and management. **Soil Science Society of America Journal**, v. 49, p. 1010-1015, 1985.

SHIGAKI, F. **Transporte de fósforo na enxurrada superficial em função do tipo de fonte de P e intensidade das chuvas: relevância à gerência ambiental em sistemas de produção brasileiros**. 112 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Setor de Ciências Agronômicas, Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2006.

SILVA, C. P.; LORENZI, A. S.; OSHIMA-FRANCO, Y.; FIORE, M. F. Detecção molecular e remoção de microcistinas nos processos de tratamento de água. **Saúde em Revista**, v. 12, n. 31, p. 61-68, 2012.

SILVA, G. S.; JARDIM, W. F. Um novo índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática aplicado ao Rio Atibaia, Região de Campinas/Paulínia – SP. **Química Nova**, v. 29, n. 4, p. 689-694, 2006.

SINHA, R.; PEARSON, L.A.; DAVIS, T.W.; BURFORD, M.A.; ORR, P.T.; NEILAN, B.A. Increased incidence of *Cylindropermopsis raciborskii* in temperate zones – Is climate change responsible? **Water Research**, v. 46, p. 1408-1419, 2012.

SIVONEN, K.; JONES, G. Cyanobacterial toxins. In: Chorus, I.; Bartram, J. Toxic cyanobacteria in water. 1.ed. London: Editora E and FN Spon, 1999.

SOSNOVSKY, A.; QUIRÓS, R. El estado trófico de pequeñas lagunas pampeanas, su relación con la hidrología y el uso de la tierra. **Ecología Austral**, v. 16, n. 2, 2006.

TOLEDO, L.G.; NICOLELLA, G. Índice de Qualidade de Água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agricola**, v. 59, n. 1, p. 181-186, 2002.

UEPG NOTÍCIAS. Ponta Grossa, Publicado em 07/12/2010. Disponível em: <<http://www.tibagi.uepg.br/uepgnoticias/noticia.asp?Page=9184>> Acesso em 03/08/2015.

UGOCHUKWU, C. N. C.; NUKPEZAH, D. Ecotechnological methods as strategies to reduce eutrophication and acidification in lakes. **Environmentalist**, v. 28, p. 137-142, 2008.

VEIGA, B. V. **Fatores intervenientes na dinâmica do fósforo em ambientes lênticos – investigação sobre o reservatório de Alagados no estado do Paraná.** 114 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Setor de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

VEOLIA, Water Treatment Technologies. Disponível em: <<http://www.veoliawaterst.com/actiflo/po/>> Acesso em 27/04/2014.

VEROCAI, I. **Vocabulário Básico de Meio Ambiente.** Secretaria de Estado de Meio Ambiente, Rio de Janeiro, 1997.

VIANI, R. A. G.; VIEIRA A. O. S. Flora arbórea da bacia do rio Tibagi (Paraná, Brasil): Celastrales *sensu* Cronquist. **Acta Botânica Brasilica**, v. 21, n. 2, p. 457-472, 2007.

VICINI, L.; SOUZA, A. M. **Análise multivariada da teoria à prática**. Trabalho de Monografia (Especialização em Estatística e Modelagem Quantitativa) - Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, v. 1, 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

VUITIK, G. A.; MALKOWSI B. L.; WIECHETECK G. K. Eficiência dos processos de clarificação de água aplicados no sistema de tratamento de Ponta Grossa (PR). **Revista Engenharia e Tecnologia**, v. 2, n. 3, p. 77-89, 2010.

WANG, H. J.; LIANG, X. M.; JIANG, P. H.; WANG, J.; WU, S. K.; WANG, H. Z. TN:TP ratio and planktivorous fish do not affect nutrient-chlorophyll relationships in shallow lakes. **Freshwater Biology** n. 53 p. 935-944, 2008.

WETZEL, R. G. **Limnology: Lake and River Ecosystems**. 3.ed. San Diego: Editora Academic Press, 2001.

WOJCIECHOWSKI, J. **Efeitos da Temperatura, Fósforo e Luz no crescimento da cianobactéria *Cylindropermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju do reservatório de Alagados, Paraná**. 126 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

WU, Z.; ZENG, B.; LI, B.; SONG, L. Physiological regulation of *Cylindropermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanobacteria) in response to inorganic phosphorus limitation. **Harmful Algae**, v. 15, p. 53-58, 2012.

YUNES, J. S.; NIENCHESKI, L. F. H.; SALOMON, P. S.; PARISE, M.; BEATTIE, K. A.; RAGGETT, S. L.; CODD, G. A. The effect of nutrient balance and physical factors on the control of Cyanobacterial blooms in the Patos Lagoon Estuary, Southern Brazil. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 26, p. 1796-1800, 1998.

YUNES, J. S.; CUNHA, N. T.; BARROS, L. P.; PROENÇA, L. A. O.; MONSERRAT, J. M. Cyanobacterial neurotoxins from southern Brazilian freshwaters. **Comments on Toxicology**, v. 9, n. 2, p. 103-115, 2003.

ZIMMERMANN, C. M.; GUIMARÃES, O.M.; PERALTA-ZAMORA, P.G. Avaliação da qualidade do corpo hídrico do Rio Tibagi na região de Ponta Grossa utilizando análise de componentes principais (PCA). **Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1727-1732, 2008.

ZHU, M.; ZHU, G.; ZHAO, L.; YAO, X.; ZHANG, Y.; GAO, G.; QIN, B. Influence of algal bloom degradation on nutrient release at the sediment–water interface in Lake Taihu, China. **Environ Sci Pollut Res**, v. 3, n. 20, p. 1803-1811, 2013.

APÊNDICE

Registros de coleta e monitoramento dos rios Jotuba (J2 e J4), Pitangui (P1, P2, P3 e P4) e represa de Alagados (R1, R2, R3 e R4) entre agosto de 2013 a agosto de 2014.

	Data	Condições climáticas	Pluviometria (mm)	Insolação (hrs/dia)	Nível represa (m)	T AR (°C)	T ÁGUA (°C)	pH	TURBIDEZ (NTU)	AMÔNIA (mg/L)	CONDUTIVIDADE (µS/cm)	FÓSFORO T. (mg/L)	FÓSFORO R. (mg/L)	NITRITO (mg/L)	NITRATO (mg/L)	O.D (mg/L)	D.Q.O (mg/L)	D.B.O (mg/L)	E. coli (NMP/100 mL)
J2	26/08/13	2	29	5,6	9,55	14	16	6,9	5,09	ND	ND	ND	ND	ND	ND	5,6	ND	ND	194
J4	26/08/13	2	29	5,6	9,55	14	16	6,9	7,35	ND	ND	ND	ND	ND	ND	4,9	ND	ND	152
P1	26/08/13	2	29	5,6	9,55	14	16	7,3	7,62	ND	ND	ND	ND	ND	ND	5,0	ND	ND	1.547
P2	26/08/13	2	29	5,6	9,55	14	16	7,4	11,2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	5,2	ND	ND	435
P3	26/08/13	2	29	5,6	9,55	14	16	7,4	10,3	ND	ND	ND	ND	ND	ND	5,7	ND	ND	345
P4	26/08/13	2	29	5,6	9,55	14	17	7,2	10,4	ND	ND	ND	ND	ND	ND	5,6	ND	ND	17
R1	26/08/13	2	29	5,6	9,55	14	18	7,3	5,80	ND	ND	ND	ND	ND	ND	5,6	ND	ND	5
R2	26/08/13	2	29	5,6	9,55	14	18	7,3	6,62	ND	ND	ND	ND	ND	ND	5,5	ND	ND	2
R3	26/08/13	2	29	5,6	9,55	14	18	7,5	6,13	ND	ND	ND	ND	ND	ND	5,8	ND	ND	< 1
R4	26/08/13	2	29	5,6	9,55	14	17	7,6	6,69	ND	ND	ND	ND	ND	ND	5,6	ND	ND	< 1
J2	30/09/13	2	199	3,6	10,20	18	17	6,9	75,7	0,07	40	0,13	0,08	0,03	0,50	6,2	58	29	1.300
J4	30/09/13	2	199	3,6	10,20	17	17	6,8	14,3	0,48	52	0,07	0,03	0,02	0,30	5,6	28	14	1.733
P1	30/09/13	2	199	3,6	10,20	17	17	7,2	33,3	0,09	69	0,06	0,02	0,02	0,21	6,3	10	5	2.420
P2	30/09/13	2	199	3,6	10,20	17	17	7,2	37,9	0,47	71	0,17	0,07	0,06	0,46	6,6	13	7	1.733
P3	30/09/13	2	199	3,6	10,20	17	17	7,2	26,4	0,03	71	0,41	0,17	0,03	0,26	6,6	10	5	1.986
P4	30/09/13	2	199	3,6	10,20	17	17	7,1	22,2	0,07	60	0,09	0,03	0,02	0,19	5,5	10	5	2.420
R1	30/09/13	2	199	3,6	10,20	17	17	6,7	28,7	0,18	44	0,01	0,05	0,02	0,17	6,4	10	5	64
R2	30/09/13	2	199	3,6	10,20	17	17	7,3	24,4	0,03	41	0,06	0,01	0,02	0,11	6,0	78	39	33
R3	30/09/13	2	199	3,6	10,20	17	18	7,3	22,2	0,11	44	0,04	0,01	0,02	0,10	6,4	41	20	10
R4	30/09/13	2	199	3,6	10,20	17	18	7,4	17,2	0,03	45	0,04	0,01	0,02	0,10	6,3	12	6	13
J2	28/10/13	1	95	3,3	9,90	19	19	7,3	7,5	0,07	40	0,13	0,08	0,03	0,50	5,4	58	29	1.986
J4	28/10/13	1	95	3,3	9,90	21	19	7,0	13,7	0,48	52	0,07	0,03	0,02	0,30	4,7	28	14	1.300
P1	28/10/13	1	95	3,3	9,90	25	19	7,5	9,7	0,09	69	0,06	0,02	0,02	0,21	5,7	10	5	461
P2	28/10/13	1	95	3,3	9,90	25	19	7,5	13,0	0,47	71	0,17	0,07	0,06	0,46	5,6	13	7	980
P3	28/10/13	1	95	3,3	9,90	25	19	7,4	18,7	0,03	71	0,41	0,17	0,03	0,26	5,5	10	5	1.733
P4	28/10/13	1	95	3,3	9,90	18	20	7,2	24,8	0,07	60	0,09	0,03	0,02	0,19	5,3	10	5	1.986
R1	28/10/13	1	95	3,3	9,90	19	22	7,5	8,15	0,18	44	0,01	0,05	0,02	0,17	5,9	10	5	4
R2	28/10/13	1	95	3,3	9,90	21	23	7,8	7,18	0,03	41	0,06	0,01	0,02	0,11	5,8	78	39	19
R3	28/10/13	1	95	3,3	9,90	19	22	7,8	5,19	0,11	44	0,04	0,01	0,02	0,10	5,7	41	20	6
R4	28/10/13	1	95	3,3	9,90	19	22	7,9	4,39	0,03	45	0,04	0,01	0,02	0,10	5,7	12	6	2
J2	02/12/13	1	152	2,8	9,40	31	19	7,1	9,16	0,16	50	0,11	0,08	0,006	4,10	5,1	10	5	1.733
J4	02/12/13	1	152	2,8	9,40	28	20	7,0	20,7	0,39	54	0,10	0,07	0,002	3,70	4,8	10	5	1.414
P1	02/12/13	1	152	2,8	9,40	33	20	7,3	10,3	0,24	80	0,06	0,04	0,011	2,50	5,4	10	5	727
P2	02/12/13	1	152	2,8	9,40	33	20	7,4	11,9	0,28	80	0,19	0,13	0,005	2,70	5,0	10	5	1.046
P3	02/12/13	1	152	2,8	9,40	30	20	7,4	16,0	0,36	72	0,14	0,10	0,006	2,70	5,1	10	5	1.733
P4	02/12/13	1	152	2,8	9,40	30	20	6,9	21,9	0,66	50	0,09	0,06	0,020	3,00	4,8	18	7	727
R1	02/12/13	1	152	2,8	9,40	29	22	7,6	27,4	0,52	56	0,09	0,06	0,001	2,40	5,8	10	5	225
R2	02/12/13	1	152	2,8	9,40	28	23	7,9	16,9	0,27	52	0,06	0,04	0,021	1,90	5,9	10	5	104
R3	02/12/13	1	152	2,8	9,40	28	23	7,9	12,1	0,23	52	0,09	0,06	0,008	1,80	5,8	10	< 5	26
R4	02/12/13	1	152	2,8	9,40	28	23	7,9	9,99	0,24	51	0,10	0,07	0,001	1,60	6,1	10	5	23
J2	26/12/13	1	87	3,4	8,60	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
J4	26/12/13	1	87	3,4	8,60	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
P1	26/12/13	1	87	3,4	8,60	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
P2	26/12/13	1	87	3,4	8,60	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
P3	26/12/13	1	87	3,4	8,60	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
P4	26/12/13	1	87	3,4	8,60	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
R1	26/12/13	1	87	3,4	8,60	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
R2	26/12/13	1	87	3,4	8,60	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
R3	26/12/13	1	87	3,4	8,60	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
R4	26/12/13	1	87	3,4	8,60	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
J2	27/01/14	1	195	4,3	8,90	32	20	7,4	8,09	0,10	55	0,43	0,30	0,001	3,60	5,1	10	5	291
J4	27/01/14	1	195	4,3	8,90	31	20	7,1	11,9	0,19	58	0,02	0,01	0,001	3,30	4,9	10	5	326
P1	27/01/14	1	195	4,3	8,90	30	21	7,7	8,09	0,10	94	0,02	0,01	0,002	2,00	5,2	10	5	411
P2	27/01/14	1	195	4,3	8,90	30	20	7,4	11,7	0,16	94	0,02	0,01	< 0,001	2,40	4,7	< 10	< 5	326
P3	27/01/14	1	195	4,3	8,90	29	21	7,7	13,4	0,17	86	0,20	0,14	< 0,001	2,70	5,0	< 10	< 5	307
P4	27/01/14	1	195	4,3	8,90	29	21	7,5	9,90	0,18	77	0,02	0,01	< 0,001	2,70	5,1	< 10	< 5	291
R1	27/01/14	1	195	4,3	8,90	27	26	8,2	9,39	0,21	54	0,02	0,01	< 0,001	1,80	4,6	10	< 5	4
R2	27/01/14	1	195	4,3	8,90	26	26	8,3	7,12	0,16	50	0,02	0,01	< 0,001	1,80	4,7	13	5	10
R3	27/01/14	1	195	4,3	8,90	27	24	8,6	5,80	0,17	53	0,02	0,01	< 0,001	1,20	4,8	10	< 5	3
R4	27/01/14	1	195	4,3	8,90	28	26	8,5	5,28	0,12	54	0,09	0,06	0,014	1,30	5,0	< 10	< 5	2
J2	24/02/14	3	166	3,1	8,30	27	20	7,6	15,0	0,39	47	0,25	0,19	< 0,001	4,20	5,8	22	7	307
J4	24/02/14	3	166	3,1	8,30	27	20	7,4	27,6	0,49	54	0,34	0,26	< 0,001	3,80	5,2	15	5	387
P1	24/02/14	3	166	3,1	8,30	27	21	7,4	12,2	0,35	76	0,44	0,33	< 0,001	2,60	5,7	19	6	488
P2	24/02/14	3	166	3,1	8,30	27	20	7,4	23,9	0,43	76	0,28	0,21	< 0,001	2,80	5,4	19	6	326
P3	24/02/14	3	166	3,1	8,30	26	21	7,4	18,2	0,32	74	0,36	0,27	< 0,001	3,30	5,6	20	6	79
P4	24/02/14	3	166	3,1	8,30	26	21	7,5	22,5	0,46	62	0,86	0,65	< 0,001	0,80	5,5	28	8	261
R1	24/02/14	3	166	3,1	8,30	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
R2	24/02/14	3	166	3,1	8,30	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
R3	24/02/14	3	166	3,1	8,30	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
R4	24/02/14	3	166	3,1	8,30	26	25	7,8	11	0,22	52	0,12	0,09	0,006	0,20	6,2	26	8	6
J2	31/03/14	2	202	2,3	8,90	26	20	7,2	14,9	< 0,01	42	0,40	0,30	0,017	4,50	5,2	10	5	649
J4	31/03/14	2	202	2,3	8,90	20	21	7,0	18,2	< 0,01	50	0,40	0,30	0,013	4,20	4,6	10	< 5	517
P1	31/03/14	2	202	2,3	8,90	22	20	7,0	15,1	< 0,01	81	0,46	0,35	0,011	3,20	5,0	< 10	5	727
P2	31/03/14	2	202	2,3	8,90	22	21	7,0	19,5	< 0,01	80	0,25	0,19	0,003	2,70	4,8	< 10	< 5	326
P3	31/03/14	2	202	2,3	8,90	26	21	7,1	27,1	< 0,01	75	0,36	0,27	0,002	2,30	5,0	12	5	248
P4	31/03/14	2	202	2															

ANEXO

Descrição dos procedimentos de análises executados durante o monitoramento da Bacia Hidrográfica do Manancial de Alagados.

Temperatura

A temperatura do ar e a temperatura da água foram medidas com termômetro digital (tipo espeto) Incoterm no momento da coleta e à sombra.

Determinação de Potencial Hidrogeniônico – pH

Foi determinado pela estimativa da atividade dos íons H^+ na amostras de água *in natura*. A leitura foi efetuada utilizando um pHmetro da marca Digimed modelo DM-22, calibrado com as soluções tampão pH 7,0 e 4,0 Vetec.

Determinação de Condutividade Elétrica

Foi utilizado um medidor de condutividade multiparâmetro da marca Akso, modelo AK 151, previamente calibrado com solução padrão de 50 $\mu S/cm$, precisão $\pm 0,25$. Após a verificação do equipamento as leituras foram realizadas inserindo a célula no frasco contendo as amostras.

Determinação de Turbidez

Foi realizada por meio do método Nefelométrico. Foi utilizado um turbidímetro da marca Hach modelo 2100Q calibrado. Previamente as leituras das amostras, foram lidas três ampolas de padrões secundários na faixa de 0 a 500 NTU para verificação e aceite do equipamento. As amostras foram homogeneizadas e a cubeta foi cheia. As paredes externas foram secadas com papel macio, então a cubeta foi inserida no equipamento e realizada a leitura.

Determinação de Transparência

Foi realizada com o uso de um disco de Secchi. O disco foi mergulhado na água, à sombra, e a medida do comprimento da corda foi anotada quando a placa não estivesse mais visível. Para obter a determinação da transparência o valor da profundidade foi multiplicado por 2, fator este relacionado com a penetração da luz solar na coluna d'água (SANEPAR, 2013a).

Determinação de Sólidos Totais Dissolvidos

A metodologia para determinar a fração de sólidos totais dissolvidos foi a secagem a 180°C. A amostra homogeneizada foi filtrada através de um filtro padrão de fibra de vidro. Em seguida, o filtrado foi evaporado até secar em uma cápsula a peso constante em estufa a 180°C. A diferença do peso entre a cápsula vazia e o resíduo após a evaporação representou os sólidos totais dissolvidos. A balança analítica utilizada era da marca Sartorius, modelo BP 201S e precisão de 0,0001 g.

Determinação de Oxigênio Dissolvido – OD

O método de eletrodo de membrana foi utilizado para determinação do oxigênio dissolvido nas amostras estudadas. Esse método é baseado na taxa de difusão do oxigênio através da membrana. O oxímetro utilizado foi Digimed modelo DM4, previamente calibrado e ajustado as condições de pressão atmosférica do local de análise. Após a verificação, as amostras foram colocadas sobre um agitador magnético, para que um ímã realizasse a homogeneização. A célula foi inserida nos frascos contendo as amostras e foram obtidos as concentrações de oxigênio dissolvido expressos em mgO₂/L.

Determinação da Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO

Para determinação de DBO, foi utilizada a técnica de DBO₅, realizada através dos métodos de diluição e incubação. O resultado da DQO foi utilizado como guia na seleção das diluições para a determinação de DBO. A quantidade de amostra a ser diluída V, pode ser obtida através da fórmula empírica: $F=500/DQO$. Segue Quadro 23 e Quadro 24 com as fórmulas utilizadas para diluição em balão de

1000 mL e frasco de 300 mL, onde F é o fator de diluição e V o volume das amostras.

1ª diluição	$V1 = 10 \times F$
2ª diluição	$V2 = 2 \times V1$
3ª diluição	$V3 = V / 2$
4ª diluição	$V4 = V / 4$

Quadro 23: Diluição das amostras em balão de 1000 mL.

Fonte: SANEPAR, 2014a.

1ª diluição	$V1 = 10 \times F \times 0,3$
2ª diluição	$V2 = 2 \times V1 \times 0,3$
3ª diluição	$V3 = V / 2 \times 0,3$
4ª diluição	$V4 = V / 4 \times 0,3$

Quadro 24: Diluição em frasco de DBO de 300 mL.

Fonte: SANEPAR, 2014a.

Após o preparo da diluição e transferência da amostra ao frasco de DBO, foi medida as concentrações de oxigênio dissolvido no início e no final de um período de incubação de cinco dias, a uma temperatura padronizada de $20 \pm 1^\circ\text{C}$. A diferença entre as concentrações de oxigênio dissolvido forneceu o valor da DBO, expresso em mg/L. É admitido que nessas condições 80% da matéria orgânica carbonácea já esteja mineralizada. Esse é um indicador estimativo, já que fatores como turbulência, aeração, insolação e outros, não são considerados.

Determinação da Demanda Química de Oxigênio – DQO

Foi utilizado o método colorimétrico em refluxo fechado. Antes do início da manipulação, foi escolhido o comprimento de onda para análise, conforme expectativa de concentração de DQO na amostra, ilustrada no Quadro 25.

Valores de DQO (mg/L)	Solução digestora	Comprimento de onda (nm)
< 90,0	Faixa baixa	420
100 a 900	Faixa alta	600

Quadro 25: Solução digestora e comprimento de onda conforme valores de DQO.

Fonte: SANEPAR, 2014a.

O tubo de digestão utilizado foi de 16 x 100 mm e a faixa de comprimento de onda baixa (420 nm). Para determinação da DQO foi utilizado kit da marca Hach.

Primeiramente foi agitado o tubo (sem inverter) para misturar o sedimento que possa estar no fundo. A amostra foi homogeneizada e adicionada no tubo de reação, com o auxílio de uma pipeta, o volume de 2 mL de amostra. Em seguida, foi tampado firmemente o tubo de digestão. O mesmo foi lavado com água destilada por fora e secado com papel toalha. O conteúdo do tubo de digestão foi misturado através da inversão por várias vezes. Foi preparado um branco com água deionizada. Os tubos foram colocados no reator preaquecido e deixados por 2 horas na temperatura de $150 \pm 2^\circ\text{C}$, para que ocorresse a digestão da matéria orgânica. Após o reator foi desligado e aguardado 20 minutos para que as amostras esfriassem um pouco. Em seguida, os tubos foram retirados e agitados ainda quentes. Os tubos foram resfriados até a temperatura ambiente para evitar formação de precipitado. As leituras foram realizadas utilizando um espectrofotômetro Pharo 100 Merck.

Determinação de Fósforo Total – P_T

Foi realizado por meio do método colorimétrico empregando-se cloreto estânico. Em um erlenmeyer foi adicionado 100 mL de amostra e 0,05 mL de solução indicadora, caso a amostra resultasse na coloração rósea, era adicionado solução de ácido forte – ácido clorídrico, gota a gota, até o desaparecimento da cor. Um excesso de 1 mL de solução de ácido era adicionado e os frascos foram colocados na chapa de aquecimento, para hidrólise à temperatura de 100°C . Após fervura por 90 minutos de modo brando, foi adicionada água deionizada para manter o volume entre 25 mL e 50 mL. Após resfriamento a temperatura ambiente, as amostras foram neutralizadas com hidróxido de sódio 6 N até o aparecimento da coloração rósea. As amostras foram avolumadas a 100 mL com água deionizada e foi acrescentado 1 mL de ácido clorídrico. Para o desenvolvimento da cor para leitura em espectrofotômetro, foi adicionado 4 mL do reagente de molibdato de amônio e 0,5 mL do reagente de cloreto estanhoso. O tempo de reação foi de 10 minutos. Foi preparado um branco com água deionizada ou água de osmose reversa. Uma porção do volume da amostra foi transferida para a cubeta, para realizar as leituras no equipamento espectrofotômetro modelo Pharo 100 e marca Merck. Os resultados foram expressos em mg/L de fósforo total.

Determinação de Fósforo Reativo – P_R

Foi realizado por meio do método colorimétrico empregando-se cloreto estânico. O procedimento de análise seguiu a mesma metodologia para o parâmetro fósforo total, com único diferencial que as amostras não foram levadas à chapa de aquecimento por 90 minutos a 100°C.

Determinação de Nitrogênio Amoniacal

Foi determinado através do método de destilação e titulação Kjeldahl. Uma solução de ácido bórico foi usada para recolher a amônia, após a destilação da amostra, que foi determinada por titulação com ácido sulfúrico. A quantidade gasta de solução ácida, para retornar o pH da solução de ácido bórico ao seu valor original, é equivalente à quantidade de amônia presente na amostra. Para a execução da análise foi transferida 500 mL de amostra, ou volume diluído de acordo com o Quadro 26, a um béquer de 1000 mL. O pH foi ajustado para 7 com solução de ácido sulfúrico ou hidróxido de sódio. Foi adicionado 25 mL de solução tampão de borato e ajustado o pH para 9,5 com solução de hidróxido de sódio 6 N.

Nitrogênio amoniacal na amostra (mg/L N)	Volume da amostra (mL)
5 – 10	250,0
10 – 20	100,0
20 – 50	50,0
50 – 100	25,0

Quadro 26: Seleção de volume de amostra para determinação de nitrogênio amoniacal.
Fonte: SANEPAR, 2014a.

A solução formada foi transferida para um balão Kjeldahl de 800 mL, acrescentada algumas pérolas de ebulição e destilada. Após foi coletado 200 mL do destilado em frasco erlenmeyer de 500 mL e a ponta do condensador foi mantida imersa em 50 mL de solução absorvente de ácido bórico. Foi efetuada uma prova em branco com água destilada. Foi adicionada 3 gotas de solução indicadora mista ao destilado e realizada a titulação com solução padrão de ácido sulfúrico 0,02 N até que o indicador (azul) atingisse uma tonalidade lilás pálido. Uma bureta automática da marca Methron, modelo 776 Dosimat foi usada para a titulação.

Para expressão dos resultados utilizou-se a seguinte fórmula:

$$\text{NH}_3\text{-N (mg/L)} = (V1-V2) \times 280 / V_a \quad (\text{Equação 2})$$

Onde:

V1: volume da solução de ácido sulfúrico 0,02 N gasto na titulação da amostra destilada, em mL;

V2: volume de solução de ácido sulfúrico 0,02 N gasto na titulação da prova em branco destilada, em mL;

Va: volume da amostra que foi tomada para a destilação, em mL.

Determinação de Nitrito

Foi utilizado o método colorimétrico empregando sulfanilamida e N-(1-naftil) etilenodiamina. O princípio desse método consiste na formação de um composto de cor púrpura avermelhada em pH entre 2,0 a 2,5 pela diazotação do ácido sulfanílico com dicloreto de N-(1-naftil) etilenodiamina. Nas amostras de Alagados que apresentaram sólidos em suspensão houve um pré-tratamento com a filtração de 200 mL através de membrana filtrante 0,45 µm. Nas amostras que apresentaram cor e/ou turbidez, foi adicionado 6 mL de suspensão de hidróxido de alumínio a 200 mL de amostra. Foi agitado rapidamente por 1 minuto e lentamente por 5 minutos, decantado e filtrado, desprezando a primeira porção filtrada. Caso fosse necessário a operação era repetida. Após o pré-tratamento foi coletado 50 mL da amostra límpida e o pH foi corrigido para próximo de 7 com solução de hidróxido de sódio 0,1 N ou ácido clorídrico 0,1 N. Em seguida, foi adicionado 1 mL da solução de dicloreto N-(1-naftil) etilenodiamina, agitado e deixado em repouso entre 2 a 8 minutos. Então foi acrescentado 1 mL da solução de sulfanilamida e aguardado no mínimo 10 minutos e no máximo 2 horas de reação. Foi preparado um branco com água deionizada ou água de osmose reversa. Uma alíquota foi transferida para a cubeta e encaminhada para leitura no equipamento espectrofotômetro DR 5000 Hach, previamente calibrado. Os resultados foram expressos em mg/L de nitrito.

Determinação de Nitrato

Para obter a concentração de nitrato foi utilizado o método espectrofotométrico/UV. Esse método é utilizado apenas para amostras que apresentam baixo teor de matéria orgânica. Devido à matéria orgânica dissolvida também absorver em 220 nm e o nitrato não absorver em 275 nm, foi necessária uma segunda medida em 275 nm utilizada para corrigir o valor do nitrato. Primeiramente as amostras foram filtradas em membrana 0,45 µm para eliminar a interferência da turbidez. Após foi medido 50 mL de amostra e utilizado água destilada ou deionizada como branco para zerar o equipamento e efetuar as leituras. As amostras foram lidas em 275 nm e em seguida em 220 nm. Através da diferença entre as leituras foi obtida a absorbância de nitrato. Um espectrofotômetro modelo DR 5000 da marca Hach foi utilizado para as leituras. Os resultados foram expressos em mg/L de nitrato.

Determinação de Nitrogênio Total – N_T

O método utilizado para as determinações de nitrogênio total foi o colorimétrico com uso de um kit da marca Merck. O procedimento de análise foi iniciado pipetando 10 mL da amostra em uma cubeta redonda e adicionado 1 microconcha do reagente azul de N -1K. Em seguida foi acrescentado 6 gotas de reagente N -2K, a cubeta foi fechada e agitada vigorosamente. Então a cubeta de reação foi aquecida em um reator, preaquecido a 120°C, por 1 hora. Após o tempo de reação a cubeta foi retirada do reator e deixada esfriar a temperatura ambiente. Em seguida foi adicionada 1 microconcha de reagente azul de N -3K em uma cubeta do kit de nitrogênio total. A cubeta foi agitada vigorosamente durante 1 minuto para dissolver o reagente. Com auxílio de uma pipeta foi adicionado 1,5 mL da amostra contida na cubeta preparada, fechada e agitada com cuidado. Após o tempo de reação de 10 minutos, as leituras foram realizadas no equipamento espectrofotômetro Pharo 100 Merck. O resultado obtido foi expresso em mg/L de nitrogênio total.

Determinação de *Escherichia coli*

A quantificação de *E. coli* foi executada através do método enzimático utilizando Colilert®. Foi realizada a assepsia da bancada e das mãos com álcool 70° INPM, adicionado o meio de cultura em pó abrindo o flaconete em cima do frasco; fechado e agitado levemente o frasco até a dissolução. Após a amostra com o Colilert® foi transferida para a cartela Quanti-Tray/2000 (WQT 2K para contagem de 1 a 2.420 NMP). A cartela foi introduzida no compartimento da seladora modelo Quanti-Tray/2000 da marca Idexx já aquecida e incubada por 24 horas a $35 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$. Após a incubação foi efetuada a leitura e interpretação dos resultados utilizando a tabela de conversão, fornecida pelo fabricante, que acompanha as cartelas. Caso a amostra se apresentasse amarelo e sob a luz ultravioleta apresentasse fluorescência o resultado era positivo para *E. coli*. Foi realizada a contagem do número de cavidades que apresentaram coloração amarela e fluorescência. Com auxílio da tabela NMP foi obtido o resultado de *E. coli* expressos em NMP/100mL.

Contagem de Cianobactérias

A análise qualitativa e quantitativa das populações de cianobactérias foi realizada em microscópio óptico binocular Olympus CK, utilizando o método de Utermöhl e a concentração foi calculada em número de células por mL (cél/mL). Para a coleta foram utilizados frascos de vidro âmbar com capacidade de 100 mL, contendo 1 mL de solução de lugol Utermöhl, utilizado para conservação e auxílio na decantação das cianobactérias. Após amostragem na represa de Alagados as amostras foram encaminhadas ao laboratório para preparo das câmaras. As amostras foram lentamente homogeneizadas e transferidas para a câmara de Utermöhl, deixando-as completamente cheias. Em seguida, as câmaras foram colocadas em uma caixa de isopor úmida e deixadas em repouso, de um dia para outro, para que as cianobactérias decantassem. No dia seguinte, as leituras das amostras foram realizadas utilizando um microscópio invertoscópio equipado com retículo de Whipple, calibrados. Para a contagem do número de células de cianobactérias, como o valor de células varia muito, de um filamento ou colônia de mesma espécie, foi utilizado o quadrado do retículo como referência de medição, quantificando as células existentes em cada quadrado para facilitar a contagem. As

leituras foram executadas através de dois métodos: a) leitura de dois transectos perpendiculares em uma área do retículo de Whipple, quando a contagem era inferior a 100.000 céls/mL; b) contagem por área de retículo, onde a quantidade de retículos contados dependia da abundância de cianobactérias em cada campo. Esse tipo de contagem foi realizada quando a densidade excedia 100.000 céls/mL. A identificação das cianobactérias foi realizada conforme literatura especializada, ou seja, a partir das características morfológicas das cianobactérias, as quais eram visualizadas no microscópio, que permitia aumento de 100 a 400 vezes. A diferenciação de um gênero de alga para outro foi realizado a partir de chaves sistemáticas, que contêm pranchas com desenhos ou fotos.

Para o método de contagem por leitura da área de dois transectos perpendiculares, utilizando o microscópio modelo CK, para objetiva de 40x, o fator de correção (Fc) é obtido pela fórmula:

$$\text{(Equação 3) } F = \frac{A}{a} \quad \text{onde: } A = 3,1416 \times R^2$$

$$V \quad \text{Diâmetro interno} = 2,5 \text{ cm}$$

$$a = \text{Lado do retículo} \times \text{diâmetro da câmara}$$

$$R = 1,25 \text{ cm}$$

$$\text{Lado do retículo} = 0,025 \text{ cm}$$

$$\text{logo: } A = 3,1416 \times (1,25)^2 = 4,90875 \text{ cm}^2$$

$$a = 0,025 \times 2,5 = \times 2 \text{ (transectos)} = 0,125 \text{ cm}^2$$

$$V = 10 \text{ mL} - 1,0 \text{ mL (volume do lugol)} = 9,9 \text{ mL}$$

Portanto:

$$F = \frac{4,90875}{0,125}$$

$$9,9$$

$$F = 3,96$$

O número de células de cianobactérias por mL foi obtido através da contagem do número de células de uma determinada cianobactéria (Cb) x fator de correção (Fc), conforme fórmula: $Cb \times 3,96 = \text{células/mL}$.

Utilizando o método de contagem por número de retículos contados, para o microscópio modelo CK, objetiva de 40x, o fator de correção (Fc) é tabelado, conforme mostrado no Quadro 27.

Número de retículos contados	Fator de correção do microscópio	Número de retículos contados	Fator de correção do microscópio
1	793,3	11	72,1
2	396,6	12	66,1
3	264,4	13	61,0
4	198,3	14	56,6
5	158,6	15	52,8
6	132,2	16	49,5
7	113,3	17	46,6
8	99,1	18	44,0
9	88,1	19	41,7
10	79,3	20	39,6

Quadro 27: Fatores/Retículos para o microscópio CK.
Fonte: SANEPAR, 2014a.

O número de células de cianobactérias por mL foi obtido através da contagem do número de células de uma determinada cianobactéria (Cb) x fator de correção (Fc) (retículos contados), conforme fórmula: $Cb \times Fc = \text{células/mL}$. Em amostras de Alagados foram realizadas contagens em 10 e 20 campos, com Fc = 79,3 e 39,6 respectivamente.

Determinação de Cianotoxinas

A quantificação das cianotoxinas foi realizada pelo método ELISA (Enzyme-linked immuno sorbent assay). Esse método é muito específico, onde uma enzima reage com um substrato incolor para produzir um produto colorido. Um anticorpo específico reconhece um antígeno alvo e ocorre uma ligação covalente. Se o antígeno estiver presente, o complexo anticorpo-enzima é ligado a ele e a enzima catalisa a reação, então, a presença de produto colorido indica a presença de antígeno (SANEPAR, 2014a).

Determinação de Saxitoxinas

Para quantificar as saxitoxinas foi utilizado um kit ELISA da marca Abraxis. Esse kit era armazenado sob refrigeração entre 4 a 8°C e para realizar o procedimento de análise foi equilibrado em temperatura ambiente (20 - 25°C). Os frascos de padrões e reagentes foram homogeneizados antes de iniciar a análise.

As tiras foram removidas do envelope metalizado na temperatura ambiente. A amostra que havia sido armazenada congelada e protegida da luz foi descongelada no mínimo 4 horas antes da análise. No momento da análise foi homogeneizada e se necessário, realizado o ajuste do pH para 7,0 com ácido clorídrico ou hidróxido de potássio 3 M. As soluções: padrões, solução de anticorpo, solução anticorpo-enzima conjugada, substrato e solução "STOP", já estavam prontas para o uso. Como as soluções de lavagem e a solução de diluição são adquiridas na forma de soluções concentradas, alíquotas com volumes apropriados foram preparados na hora do uso. Nas amostras cuja concentração fosse superior a 0,4 µg/L foi realizada diluição de 1:10. Para a curva de calibração foi utilizado os poços da microplaca na seguinte sequência: 1º) padrão 0; 2º) padrão 0,02 µg/L; 3º) padrão 0,05 µg/L; 4º) padrão 0,1 µg/L, 5º) padrão 0,2 µg/L, 6º) padrão 0,4 µg/L; os poços restantes foram preenchidas com amostras subsequentes. Para análise na microplaca foi pipetado 50 µL dos padrões, do controle e das amostras dentro dos poços apropriados, utilizando micropipeta e ponteiros limpas. Após foi pipetado 50 µL do conjugado Saxitoxina-Enzima e 50 µL de solução de anticorpo em cada poço. Os poços foram cobertos com filme PVC e agitada a placa rapidamente por 30 segundos. O tempo de incubação foi de 30 minutos a temperatura ambiente. Após a incubação, foi desprezado o conteúdo dos poços em um local apropriado para descarte, invertendo a placa vigorosamente. Os poços foram preenchidos com 300 µL da solução de lavagem diluída e desprezada em seguida. Esse procedimento de lavagem foi repetido por 4 vezes. A placa foi invertida em um papel absorvente e retirada o máximo da solução possível. Após foi adicionado 100 µL de substrato, os poços foram cobertos com papel alumínio e incubados por 30 minutos. Então foi adicionado 100 µL de solução "STOP" (ácido sulfúrico diluído), em cada poço na mesma ordem da adição do substrato. A leitura foi realizada em um aparelho QUICK ELISA em comprimento de onda 450 nm. Os resultados foram expressos diretamente em ug/L de saxitoxinas totais.

Determinação de Microcistinas

A concentração de microcistinas foi determinada através de um kit ELISA da marca Beacon. A solução de lavagem foi preparada diluindo 5 mL de solução concentrada em 495 mL de água e misturado. Como o kit era armazenado sob

refrigeração, entre 4 a 8°C, os reagentes foram retirados e aguardado que os mesmos entrassem em equilíbrio com a temperatura ambiente antes de iniciar o teste. Para a curva de calibração foram utilizadas as microplacas na seguinte sequência: 1º) padrão 0,1 µg/L; 2º) padrão 0,3 µg/L; 3º) padrão 0,8 µg/L; 4º) padrão 2,0 µg/L e 5º) controle negativo; e as microplacas restantes eram preenchidas com amostras subseqüentes. A eficácia da detecção do kit Beacon foi verificada utilizando o controle de microcistina padrão de 1,0 µg/L, onde o valor lido deveria estar na faixa de 0,80 e 1,30 µg/L. Para análise na microplaca foi pipetado 50 µL do conjugado Microcistina-Enzima em cada poço. Então foi pipetado 50 µL dos padrões, do controle e das amostras dentro dos poços apropriados. Foi utilizada uma ponteira limpa para cada solução para evitar contaminação. Em seguida, foi pipetado 50 µL de solução de anticorpo em cada poço. A placa foi agitada rapidamente e os poços foram cobertos com filme PVC. O tempo de Incubação foi de 30 minutos. Após a incubação, o conteúdo dos poços foi desprezado em um local apropriado para descarte. Então foram preenchidos completamente os poços com a solução de lavagem diluída e desprezado em seguida. Essa etapa de lavagem foi repetida 4 vezes, num total de 5 lavagens. A placa foi invertida em um papel absorvente e retirado o máximo de água possível. Em seguida, foi adicionar 100 µL de substrato, os poços foram cobertos e incubados por 30 minutos. Após a incubação foi adicionado 100 µL de solução “STOP” (ácido clorídrico 1,0 N), em cada poço na mesma ordem da adição do substrato e homogeneizado completamente. A leitura foi realizada em um aparelho QUICK ELISA em comprimento de onda 450 nm. Os resultados foram expressos diretamente em ug/L de microcistinas.